



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**COMPARACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE
MACROLÍQUENES CORTICÍCOLAS ASOCIADAS A
LA ESTRUCTURA FORESTAL ENTRE LOS BOSQUES
DE *ABIES RELIGIOSA* Y *QUERCUS* SPP. DE LA
SIERRA DE LAS CRUCES, CIUDAD DE MÉXICO**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
BIÓLOGO**

**P R E S E N T A:
MARCOS GARDUÑO ROJAS**



**DIRECTOR DE TESIS:
M en EM NORBERTO SÁNCHEZ TÉLLEZ**

Ciudad Universitaria, CD. MX., 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos del alumno

Garduño Rojas Marcos

5545737619

Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Ciencias

Biología

31355987-1

2. Datos del tutor

M en EM

Norberto

Sánchez

Téllez

3. Datos del sinodal 1

Dra.

María de los Ángeles

Herrera

Campos

4. Datos del sinodal 2

M en EM

Norberto

Sánchez

Téllez

5. Datos del sinodal 3

Dra.

Martha Juana

Martínez

Gordillo

6. Datos del sinodal 4

Dr.

Angel

Zambrano

García

6. Datos del sinodal 5

M. en C.

Guadalupe

Vidal

Gaona

7. Datos del trabajo escrito

Comparación de las comunidades de macrolíquenes corticícolas asociadas a la estructura forestal entre los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* spp. de la Sierra de Las Cruces, Ciudad de México

95 pp.

2024

Agradecimientos

Al Laboratorio de Líquenes del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México [UNAM], por brindarme la infraestructura y las condiciones necesarias para realizar este trabajo.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica [PAPIIT] por la beca de Conclusión de Estudios de Licenciatura a través del proyecto “Comunidades inteligentes: un nuevo concepto y enfoque metodológico para la identificación masiva de líquenes y otros organismos, con aplicaciones en sistemática, conservación y ecología” con clave IN211321, a cargo de la Dra. María de los Ángeles Herrera Campos.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica [PAPIIT] por los materiales proporcionados a través del proyecto “Depósito y efectos de contaminantes atmosféricos bioacumulables en bosques de la Cuenca de México: evaluación liquenológica” con clave IN210811, a cargo de la Dra. María de los Ángeles Herrera Campos.

Al Programa de Apoyo a Proyectos para Innovar y Mejorar la Educación [PAPIME] por los materiales proporcionados a través del proyecto “Mejoramiento de la docencia de la liquenología en la Colección de Líquenes MEXU y en los planes de estudio de la Licenciatura en Biología” con clave PE215918, a cargo de la Dra. María de los Ángeles Herrera Campos.

A la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México [UNAM], por mi formación académica, profesional y personal.

A mi mamá, por enseñarme valores y principios para siempre tratar de ser una mejor persona. Porque faltarían palabras para agradecer por todo lo que has hecho y dado por mí, GRACIAS.

A mi papá, por enseñarme el valor del trabajo y la resiliencia para seguir. Porque las lecciones de vida más intensas se aprenden en la práctica, GRACIAS.

A ambos, por su esfuerzo, paciencia y cariño. Por lo bueno y lo malo, porque de todo he podido aprender y crecer, GRACIAS.

A mi hermana (una auténtica *Swiftie*), por ser mi mejor amiga. Porque detrás de cada *voy a molestar*, se esconde un gran amor entre hermanos. Por ser mi espejo y mi opuesto. Te admiro y respeto. Siempre podrás contar conmigo. GRACIAS KAREN.

A aquellos tíos, tías, primos y primas, para quienes siguen y también para quienes ya no están, por su ayuda, por los cálidos momentos y los momentos de aprendizaje. Por todo, GRACIAS.

A aquellos viejos y no tan viejos amigos y amigas que nunca lo sabrán, Jorge, Josep, Diego, Roger, Alejandro, Diana y Rick, GRACIAS.

A Jorge, Michelle, Sonia, Sandra, Iriliana, Marysol, Amaranta y Roberto, por sus enseñanzas, correcciones y lecciones que me hicieron madurar. Por su consideración y ayuda, GRACIAS.

A la Dra. Herrera Campos, por la confianza y oportunidad de formar parte de su laboratorio durante estos años. Por sus palabras y advertencias, GRACIAS.

A Norberto, por sus observaciones, correcciones y demás atenciones durante todo este tiempo, GRACIAS.

A las personas del Laboratorio de Líquenes (Fer, Ricardo, Gus, Jesús, Betty, Joshua), por su tiempo y ayuda con tantas dudas, GRACIAS.

A las y los miembros del jurado, por las observaciones y comentarios realizados para la culminación de este trabajo, GRACIAS.

A la Dra. Mariana Cartajena, por ser una profesora, una amiga y una asombrosa persona. Por ser la primer responsable para que esto sucediera, GRACIAS.

A Anel, GRACIAS. Porque a pesar del paso de los años, un mensaje o una pequeña charla siguen siendo algo especial. Porque un café pendiente siempre sea la mejor excusa para decir: *Hola, cómo estas.*

A Ulises...GRACIAS POR TODO..., por escuchar, por hablar, por estar. Sin importar la distancia, el silencio o el tiempo. Porque en usted halle un semejante, un confidente, un aliado, un maestro, un sabio, un apoyo, una respuesta, un consuelo, un desahogo, un consejo, un ejemplo, UN AMIGO. Nuestro desarrollo de personaje no ha terminado, pero nosotros tampoco lo hemos hecho.

A Ileana. Conocernos fue coincidencia, quedarnos una elección. Millones de posibilidades, pero solo una. GRACIAS.

Contenido

Índice de abreviaturas	ix
Índice de figuras	x
Índice de tablas.....	xii
I. Resumen	1
II. Introducción	2
III. Marco teórico.....	4
3.1. Líquenes	4
3.1.1. Generalidades de los líquenes.....	4
3.1.2. Anatomía del talo liquénico	6
3.1.3. Formas de crecimiento	7
3.1.4. Formas de reproducción	8
3.1.5. Sustancias liquénicas	9
3.1.6. Aspectos ecológicos	10
3.2. Bosques templados en México.....	11
3.2.1. Contexto geográfico de los bosques templados del centro de México.....	11
3.2.2. Bosques de <i>Abies religiosa</i> y <i>Quercus</i> spp.....	12
3.2.3. Estructura forestal.....	14
IV. Antecedentes	16
4.1. Inventarios y estudios ecológicos de líquenes en México	16
4.2. Estudios de las comunidades liquénicas en bosques templados en México	17
V. Justificación	20
VI. Pregunta de investigación	21
VII. Hipótesis.....	21

VIII. Objetivos	21
8.1. Objetivo general	21
8.2. Objetivos particulares	21
IX. Área de estudio	22
X. Materiales y métodos	25
10.1. Trabajo de campo	25
10.2. Medición de variables dendrométricas para la estructura forestal	27
10.3. Medición de la cobertura liquénica	28
10.4. Trabajo de laboratorio	29
10.5. Análisis de datos	31
10.5.1. Estructura forestal	31
10.5.2. Comunidades liquénicas	33
10.5.3. Influencia de la estructura forestal en la cobertura y riqueza liquénica	34
XI. Resultados	36
11.1. Análisis de la estructura forestal	36
11.2. Lista de especies y datos generales	40
11.3. Diversidad de las comunidades de macrolíquenes en la Sierra de Las Cruces	48
11.4. Índices de diversidad para las comunidades de macrolíquenes en la Sierra de Las Cruces	51
11.5. Curvas de acumulación de especies para las comunidades de macrolíquenes en la Sierra de Las Cruces	52
11.6. Diversidad de las comunidades de macrolíquenes corticícolas con base en coberturas	54
11.7. Índices de diversidad para las comunidades de macrolíquenes corticícolas con base en coberturas	55

11.8. Curvas de acumulación de especies para las comunidades de macrolíquenes corticícolas con base en coberturas.....	57
11.9. Análisis de la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas	58
11.10. Correlación de la estructura forestal con la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas.....	61
11.11. Efecto de la estructura forestal en la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas.....	65
XII. Discusión	67
12.1. Estructura forestal	67
12.2. Taxonomía y diversidad.....	68
12.3. Correlación y efecto de la estructura forestal en la cobertura y riqueza liquénica .	69
XIII. Conclusiones.....	74
XIV. Literatura citada.....	76

Índice de abreviaturas

BA_L1: bosque de *Abies religiosa*, localidad de muestreo 1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo).

BA_L2: bosque de *Abies religiosa*, localidad de muestreo 2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje).

BA_L3: bosque de *Abies religiosa*, localidad de muestreo 3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla).

BQ_L1: bosque de *Quercus* spp., localidad de muestreo 1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México).

BQ_L2: bosque de *Quercus* spp., localidad de muestreo 2 (Parque Los Dinamos).

BQ_L3: bosque de *Quercus* spp., localidad de muestreo 3 (San Mateo Tlaltenango).

C: solución acuosa de hipoclorito de sodio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$).

CC: cobertura de copa o dosel (proyección ortogonal del follaje sobre el suelo por unidad de área).

DAP: diámetro a la altura del pecho (1.5 m de altura).

DEN: densidad del bosque o forestal (número de individuos (árboles) por unidad de área).

I: solución iodada 1.5% de yodo (I) en 10% de lugol (IK).

K: solución de hidróxido de potasio (KOH) 10%.

NMS: escalamiento multidimensional no métrico (por sus siglas en inglés *Nonmetric Multidimensional Scaling*).

P: solución alcohólica de parafenilendiamina ($\text{C}_6\text{H}_4(\text{NH}_2)_2$).

sp.: especie (por sus siglas en inglés *species*).

spp.: especies (por sus siglas en inglés *several species*).

Índice de figuras

Figura 1. Mapa altimétrico de la Ciudad de México que muestra la localización del área de estudio, Sierra de Las Cruces (azul claro)	24
Figura 2. Bosques de coníferas y encino de la Ciudad de México y sus alrededores.....	24
Figura 3. Ubicación de las localidades de muestreo por tipo de bosque (izquierda) y trazo de los transectos con sus cuatro puntos de muestreo (derecha).	27
Figura 4. Variables dendrométricas tomadas en campo para la estimación de los caracteres cuantitativos de la estructura forestal.....	28
Figura 5. Método de medición de la cobertura liquénica.	29
Figura 6. Ejemplos de algunos caracteres morfológicos, anatómicos y químicos observados para la determinación taxonómica de los macrolíquenes.	30
Figura 7. Placa de cromatografía en capa fina para la identificación de metabolitos secundarios.	31
Figura 8. Gráficos de cajas y bigotes del DAP por localidad de muestreo.....	36
Figura 9. Gráficos de cajas y bigotes de la CC por localidad de muestreo.	37
Figura 10. Gráficos de cajas y bigotes de la DEN por localidad de muestreo.....	38
Figura 11. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes observados en la Sierra de Las Cruces.....	53
Figura 12. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes observados en el bosque de <i>Abies religiosa</i>	53
Figura 13. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes observados en el bosque de <i>Quercus</i> spp.	54
Figura 14. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas en el bosque de <i>Abies religiosa</i>	58
Figura 15. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas en el bosque de <i>Quercus</i> spp..	58

Figura 16. Gráficos de cajas y bigotes de la cobertura de macrolíquenes corticícolas por localidad de muestreo.	59
Figura 17. Gráficos de cajas y bigotes de la riqueza de macrolíquenes corticícolas por localidad de muestreo.	60
Figura 18. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto al DAP del bosque de <i>Abies religiosa</i>	61
Figura 19. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la CC del bosque de <i>Abies religiosa</i>	62
Figura 20. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la DEN del bosque de <i>Abies religiosa</i>	62
Figura 21. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto al DAP del bosque de <i>Quercus</i> spp.	63
Figura 22. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la CC del bosque de <i>Quercus</i> spp.	64
Figura 23. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la DEN del bosque de <i>Quercus</i> spp.	64
Figura 24. Gráficos de dispersión obtenidos del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS) basados en la cobertura (izquierda) y riqueza (presencia-ausencia) (derecha) de especies de macrolíquenes corticícolas medidas mediante el muestero sistemático por punto de muestreo.	66
Figura 25. Gráficos de dispersión obtenidos del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS) basados en la cobertura (izquierda) y riqueza (presencia-ausencia) (derecha) de macrolíquenes corticícolas por punto de muestreo.	66

Índice de tablas

Tabla 1. Localidades de muestreo en la Sierra de Las Cruces.....	26
Tabla 2. Estadística descriptiva de los caracteres cuantitativos de la estructura forestal por tipo bosque.....	40
Tabla 3. Especies de macrolíquenes presentes en la Sierra de Las Cruces.....	41
Tabla 4. Especies de macrolíquenes presentes por localidad de muestreo.....	45
Tabla 5. Géneros y número de especies por familia en la Sierra de Las Cruces y tipo de bosque.....	50
Tabla 6. Índices de diversidad para los macrolíquenes observados por localidad de muestreo y tipo de bosque.....	51
Tabla 7. Índice de Jaccard para los macrolíquenes observados por localidad de muestreo.....	52
Tabla 8. Índice de Sørensen para los macrolíquenes observados por localidad de muestreo.....	52
Tabla 9. Géneros y número de especies de macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por familia en la Sierra de Las Cruces y tipo de bosque.....	55
Tabla 10. Índices de diversidad para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por localidad de muestreo y tipo de bosque.....	56
Tabla 11. Índice de Jaccard para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por localidad de muestreo.....	57
Tabla 12. Índice de Sørensen para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por localidad de muestreo.....	57

I. Resumen

La Sierra de Las Cruces es un sistema montañoso al suroeste de la Ciudad de México. Los bosques de oyamel y encino de esta serranía preservan una gran diversidad biológica. Las especies epífitas como los macrolíquenes corticícolas son de gran relevancia para este tipo de ecosistemas.

Este trabajo se realizó con el propósito de comparar la diversidad y la composición de las comunidades de macrolíquenes corticícolas y su relación con la estructura forestal entre los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* spp. de la Sierra de Las Cruces. La estructura forestal se representó únicamente a partir de tres caracteres cuantitativos de la misma: el diámetro a la altura del pecho (DAP), la cobertura de copa (CC) y la densidad del bosque (DEN).

Se utilizaron 12 puntos de muestreo divididos entre 3 localidades de muestreo por tipo de bosque. Se muestrearon 96 árboles en total. La cobertura liquénica se midió con rejillas de muestreo en 64 árboles siguiendo métodos modificados de Zambrano *et al.* (2000). La estructura forestal se analizó con pruebas no paramétricas y las comunidades liquénicas se describieron con índices de diversidad. Se hicieron correlaciones entre la estructura forestal y la cobertura y riqueza liquénica.

Se registraron 107 especies de líquenes (71 en *Abies* y 72 en *Quercus*), de las cuales, 43 son nuevos registros para la Ciudad de México y cuatro nuevos para el país. Las familias Parmeliaceae y Physciaceae son las mejor representadas, y *Parmotrema* (16 spp.) e *Hypotrachyna* (15 spp.), los géneros con el mayor número especies. En *Abies* se encontraron cinco especies fruticosas y más clorolíquenes, y en *Quercus*, una especie fruticosa y más cianolíquenes. Los índices de diversidad indican un alto número de especies. La curva de acumulación no muestra una asíntota, por lo que aún se pueden encontrar más especies. No existen diferencias estadísticamente significativas entre tipos de bosques para el número de especies y porcentaje de cobertura liquénica. Las correlaciones DAP-cobertura liquénica y CC-cobertura liquénica en *Quercus* fueron las únicas estadísticamente significativas. El análisis de escalamiento multidimensional no métrico distinguió la formación de dos grupos según el tipo de bosque, basado en valores de cobertura y riqueza liquénica. También, indicó una distribución más relacionada con el DAP en oyameles y con la CC en encinos.

Se concluye la influencia de la estructura forestal en la diversidad y composición de las comunidades liquénicas al observar diferencias entre ambos tipos de bosques y por las condiciones de luz y humedad que se pueden dar. Se incorporan nuevos registros de líquenes y se proporciona información para posteriores trabajos liquenológicos en esta región de la Ciudad de México.

II. Introducción

México cuenta con una superficie aproximada de 1 378 000 km² cubierta por algún tipo de vegetación forestal entre bosques, selvas, manglares, matorrales xerófilos y otras asociaciones y áreas forestales (CONAFOR, 2020).

Los bosques templados ocupan el segundo lugar como las comunidades vegetales con mayor extensión del país con 323 300 km² (CONABIO, 2021a), solo por debajo de los matorrales xerófilos con 576 747 km², vegetación de zonas áridas y semiáridas (CONABIO, 2021b). La relevancia de estos ecosistemas reside en los múltiples servicios ecosistémicos que proporcionan. Regulan el clima, capturan carbono, producen oxígeno, asimilan contaminantes atmosféricos, retienen agua de lluvia para su posterior infiltración al subsuelo, lo que favorece la recarga de mantos acuíferos, disminuyen la erosión del suelo y amortiguan el impacto de fenómenos naturales como inundaciones o procesos gravitacionales. Además, proveen de hábitats a un vasto número de especies, funcionan como reservorios genéticos y contribuyen a la belleza paisajística (Challenger, 2003; PROFEPA, 2020; SEMARNAT, 2021).

Los bosques templados se distribuyen en áreas montañosas de la Península de Baja California, las Sierras Madre Occidental y Oriental, el Eje Neovolcánico, la Sierra Norte de Oaxaca y la Sierra Madre del Sur en Chiapas de los 2 000 a 3 400 m de altitud (SEMARNAT, 2018). Entre las zonas boscosas del Eje Neovolcánico, destacan los bosques de encinos, pinos, oyameles y mixtos de la Sierra de Las Cruces en la Cuenca de México (Silva *et al.*, 1999). Esto, tanto por los beneficios al ambiente y la sociedad como los antes mencionados, como por la amplia diversidad biológica que estos albergan al occidente de la Ciudad de México, por ejemplo, los líquenes.

De manera general, se entiende por líquen a la asociación simbiótica mutualista que resulta de la interacción de un hongo y un alga verde y/o cianobacteria (Lepp, 2011a). Los líquenes presentan cuatro formas de crecimiento principales: costrosas (microlíquenes) y foliosas, fruticasas y compuestas (macrolíquenes) (Lepp, 2011a). Las comunidades liquénicas desempeñan funciones ecológicas muy importantes en los ecosistemas. En particular, las comunidades de macrolíquenes epífitos aportan cantidades significativas de biomasa en los bosques, contribuyen al reciclaje de nutrientes minerales, fijan el nitrógeno atmosférico, son reservorios de agua y fungen como alimento y refugio para invertebrados y herbívoros (Seaward, 2008; Lepp, 2011b).

Existen líquenes que poseen una gran capacidad para tolerar la exposición a condiciones de luz, humedad y temperatura extremas, pero también hay especies sensibles a los cambios en su hábitat (Nimis *et al.*, 2002; Honegger, 2007). La precipitación, las condiciones de luz y sombra, el grado de humedad y la calidad y corrientes de aire son factores ambientales que impactan en la diversidad y composición de las comunidades liquénicas. Cambios ambientales drásticos y prolongados, pueden afectar significativamente la estructura de estas comunidades (Shukla *et al.*, 2014). A su vez, estos factores se ven afectados por las características de la estructura forestal del tipo de vegetación que se trate. En los ecosistemas forestales, la arquitectura del dosel, el diámetro del tronco, la altura del árbol e incluso características de la corteza crean condiciones microclimáticas determinantes para el establecimiento de ciertas especies de líquenes (Cáceres *et al.*, 2007; Pérez-Pérez *et al.*, 2008; Soto *et al.*, 2012; Ramírez-Juárez, 2015; Castillo-Campos *et al.*, 2019).

La estructura forestal se entiende como la distribución espacial del arbolado, el tamaño, la edad y las especies de la vegetación, tanto vivas como muertas y su complejidad horizontal y vertical (Franklin *et al.*, 2002; Poage y Tappeiner, 2005). Su estudio a partir de caracteres cuantitativos y cualitativos permite conocer la dinámica y condiciones del bosque y ayuda a establecer relaciones entre el bosque y otro tipo de organismos o grupo de organismos, así como con factores naturales y antropogénicos. Se ha observado que bosques maduros y menos perturbados presentan una mayor abundancia y riqueza de líquenes (Zambrano *et al.*, 2000; Pérez-Pérez *et al.*, 2008; Sánchez-Téllez, 2016).

La riqueza conocida de líquenes en México es de 2 722 especies (Herrera-Campos *et al.* (2014). De éstas, 62% son costrosas, 28% foliosas y 11% fruticosas. El sustrato más común es la corteza de los árboles (46%). El bioma con mayor riqueza (947 spp.) es el bosque templado. Si bien las investigaciones liquenológicas en México se han planteado desde distintos enfoques (florístico-taxonómicas, biomonitorio, bioindicación y etnobiológicas), las investigaciones ecológicas aún requieren un tratamiento más profundo (Herrera-Campos *et al.*, 2014). Se debe considerar que gran parte del territorio nacional sigue sin ser estudiado en materia de líquenes, aunado a la falta de especialistas en el grupo o la destrucción de los ecosistemas. El deterioro del entorno y la reducción de los bosques a causa de la fuerte presión ejercida por los cambios de uso de suelo para fines agrícolas, urbanos e industriales, así como a la sustracción histórica de materiales de construcción, leña y carbón vegetal, entre otras prácticas (Nixon, 2006; Tivo-Fernández e Iglesias-Andreu, 2006), resultan en la pérdida de la diversidad liquénica.

III. Marco teórico

3.1. Líquenes

3.1.1. Generalidades de los líquenes

Los líquenes son una asociación simbiótica estable formada por una especie de hongo (micobionte) y uno o dos organismos fotoautótrofos (fotobionte), con morfología, anatomía, fisiología y ecología específicas, diferentes a la de cada uno de sus componentes en vida libre (Purvis, 2000; Brodo *et al.*, 2001; Barreno y Pérez-Ortega, 2003). El descubrimiento de nuevos organismos en los talos liquénicos ha obligado al replanteamiento del concepto de liquen refiriéndose a éstos desde consorcios con un número indeterminado de participantes (Honegger, 1992) hasta ecosistemas en miniatura (Nash, 2008a), autosustentables formados por la interacción de un hongo (habitante externo) y una disposición extracelular de uno o más socios fotosintéticos (habitante interno) y un número indeterminado de otros organismos microscópicos (Hawksworth y Grube, 2020), pero cuya función en los talos aún se desconoce.

Por ejemplo, Spribille *et al.* (2016) descubrieron una levadura basidiomicete del género *Cyphobasidium* embebida en la corteza superior de *Bryoria fremontii* y *B. tortuosa*. De acuerdo con Mark *et al.* (2020), la especificidad del micobionte por estas levaduras mostró no ser tan alta a grandes escalas espaciales como se pensaba; esto después de secuenciar y analizar seis especies de líquenes epífitos provenientes de localidades de Suiza y Estonia. Bjelland *et al.* (2011) observaron la presencia de bacterias pertenecientes a la división Actinobacteria y a distintas clases (Alpha-, Beta- y Gammaproteobacteria) de la división Proteobacteria en líquenes saxícolas. Con relación a estas grandes comunidades microbianas, Grube *et al.* (2009) y Cardinale *et al.* (2012) mencionan que las colonias de Alphaproteobacteria destacan por la formación de bio-películas sobre las cortezas de los líquenes. Otros organismos, también reportados en los talos liquénicos, son los hongos liquenícolas (Diederich *et al.*, 2018).

Recientemente, Lücking *et al.* (2021) realizaron una recapitulación de distintas publicaciones, como las antes citadas, proponiendo redefinir a los líquenes como “una asociación estable y autosuficiente de un hongo u organismo similar a un hongo (micobionte primario) y un alga y/o cianobacteria, unicelular a filamentosa, morfológicamente indiferenciada (fotobionte primario y secundario), junto con elementos asociados obligatoriamente del microbioma fúngico y bacteriano que contiene. El fenotipo del micobionte en estado liquenizado (habitante externo) funciona

típicamente como un invernadero alrededor del fotobionte (habitante interno), las propiedades mecánicas, fisiológicas y evolutivas de la simbiosis, exhiben así, analogías con la agricultura”.

Los micobiontes pueden ser Basidiomycota (172 spp.) o Ascomycota (19 215 spp.), los más diversos (Lücking *et al.*, 2016). Dependiendo de ello, hay basidiolíquenes y ascolíquenes.

Los fotobiontes pueden ser un alga verde (clorobionte) y/o una cianobacteria (cianobionte). Los clorobiontes (90%) más comunes pertenecen a los géneros *Trebouxia*, *Trentepohlia* y *Coccomyxa*, mientras que los cianobiontes (10%) a los géneros *Nostoc*, *Stigonema*, *Scytonema* y *Gloeocapsa* (Brodo *et al.*, 2001; Carballal *et al.*, 2007; Friedl y Büdel, 2008; Ranković y Kosanić, 2019). También hay líquenes que pueden presentar ambos tipos de fotobiontes conocidos como tripartitos (3-4%); el segundo fotobionte se trata de una cianobacteria localizada en estructuras que funcionan como compartimientos aislados llamados cefalodios (Barreno y Rico, 1984; Honegger, 2001). A los líquenes se les denomina clorolíquenes o cianolíquenes dependiendo su fotobionte.

El nombre científico de los líquenes hace referencia a su parte fúngica. Los simbioses fotosintéticos tienen su propia clasificación y filogenia, ambos regidos por las normas del Código Internacional de Nomenclatura para Algas, Hongos y Plantas (Honegger, 2001, 2012). En general, la liquenización se ha tratado como una simbiosis de tipo mutualista. El hongo proporciona al fotobionte protección contra la radiación solar y la desecación, así como nutrientes minerales y agua que absorbe del sustrato y la atmósfera para su proceso fotosintético (Nash, 2008a; Ranković y Kosanić, 2015, 2019). También se ha considerado como un parasitismo controlado argumentando que el hongo vive a expensas de los fotosintatos producidos por el fotobionte reduciendo su capacidad y velocidad de crecimiento (Purvis, 2000; Brodo *et al.*, 2001).

Los clorobiontes proporcionan carbohidratos en forma de azúcares alcohólicos (ribitol, sorbitol y eritritol). Los cianobiontes, en forma de glucosa, además de compuestos nitrogenados (amonio y aminoácidos), productos de la captación y fijación del nitrógeno atmosférico por medio de sus heterocistos. En ambos casos, el micobionte transforma y almacena estos azúcares como manitol (Millbank y Kershaw, 1973; Richardson, 1973; Elix y Stocker-Wörgötter, 2008).

El intercambio de sustancias sucede en el continuo apoplástico, zona entre simbioses con un sellado hidrofóbico por los depósitos de sustancias liquénicas secundarias cristalizadas sobre la superficie de las paredes hifales de la médula. Esto mantiene zonas llenas de aire que facilitan los procesos de fotosíntesis y respiración del fotobionte y el micobionte (Honegger, 1998, 2007,

2012). La difusión de gases al interior del talo (dióxido de carbono para el fotobionte y oxígeno para el micobionte) se ve facilitada en algunas especies por cifelas y pseudocifelas, estructuras hidrofóbicas que se encuentran en la superficie inferior y/o superior cubiertas o no por corteza que ayudan a mantener un intercambio gaseoso; éstas sirven como poros (Jahns, 1973; Purvis, 2000; Carballal *et al.*, 2007).

Los líquenes obtienen la mayor parte del agua y los nutrientes requeridos para su metabolismo directamente de la atmósfera. El agua es captada por absorción de vapor de agua, niebla o lluvia (Blum, 1973; Nash, 2008c). Los líquenes son poiquilohídricos, es decir, carecen de un mecanismo que les permita regular activamente su contenido hídrico. Éste varía pasivamente según el grado de humedad en el ambiente (Blum, 1973; Honegger, 1998; Kranner *et al.*, 2008).

Los talos liquénicos son capaces de soportar ciclos continuos de hidratación y deshidratación que ocurren en períodos cortos de tiempo. Permanecen en estado latente ante la falta de agua, conservando su contenido hídrico entre 10 y 20% de su peso seco. De esta manera, la vitalidad del talo se mantiene durante largos estadios en condiciones de humedad relativamente bajas o de sequía. En consecuencia, las tasas de crecimiento de los líquenes son bajas (Honegger, 1993, 1998, 2012; Kranner *et al.*, 2008).

3.1.2. Anatomía del talo liquénico

Anatómicamente, los líquenes se clasifican en talos homómeros o heterómeros según la disposición del micobionte y el fotobionte en el talo. Los primeros presentan una distribución uniforme de ambos simbiontes común en cianolíquenes gelatinosos, como *Leptogium* o *Collema*. Los segundos están estratificados en capas o estratos bien definidos: corteza superior, capa del fotobionte, médula y corteza inferior (Ryan *et al.*, 2002).

La corteza superior es una capa de grosor variable formada por un micelio prosoplectenquimático o paraplectenquimático, presenta depósitos de metabolitos secundarios (atranorina o ácido úsnico, entre otros) y pruina (cristales de oxalato de calcio) que protegen al fotobionte del exceso de radiación solar refractando la luz. La capa del fotobionte se encuentra por debajo de la corteza superior. Está formada por células unicelulares o filamentosas envueltas por hifas del micobionte que establecen distintos tipos de contactos. La médula es la capa de mayor volumen formada por un conjunto de hifas relativamente laxo que permite la aireación del talo y suele presentar cristales

de metabolitos secundarios incrustados en sus paredes. La corteza inferior es la capa por debajo del talo, formada por un micelio dispuesto en un pseudoparénquima en la que se forman apéndices de sujeción, estructuras cuya función es la fijación al sustrato como rizinas (simples, bifurcadas, escuarrosas, entre otras) o un tomento (Brodo *et al.*, 2001; Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Büdel y Scheidegger, 2008).

3.1.3. Formas de crecimiento

De forma general, en los líquenes se encuentran cuatro tipos morfológicos: costrosos (microlíquenes) y foliosos, fruticosos y compuestos o bifásicos (macrolíquenes) (Lepp, 2011a).

Los líquenes costrosos semejan costras que se encuentran en estrecho contacto con el sustrato directamente, por medio de la médula. Se desarrollan por encima (epi-) o por dentro (endo-) del sustrato y presentan talos homómeros o heterómeros con simetría bilateral. Alrededor del 60% de los líquenes conocidos presentan esta forma de crecimiento. Los líquenes escuamulosos son un caso particular de esta forma de crecimiento; están compuestos por pequeñas escuámulas, lóbulos muy pequeños de 10-15 mm de diámetro, sin corteza inferior y adheridos a lo largo del borde del sustrato, como repisas (Jahns, 1973; Brodo *et al.*, 2001; Ryan *et al.*, 2002; Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Büdel y Scheidegger, 2008).

Los líquenes foliosos presentan una forma laminar y están compuestos de lóbulos más o menos aplanados del centro hacia la periferia, con diferentes formas, grados de ramificación, estructuras, longitud y anchura, al igual que sus bordes y márgenes. Se encuentran tendidos sobre el sustrato, parcialmente adheridos por apéndices de sujeción, tienen una organización dorsiventral y una cara inferior diferenciada por su color, textura o la presencia de ciertas estructuras como rizinas o cifelas. En este grupo se incluye a los líquenes gelatinosos y foliosos umbilicados, que se fijan al sustrato por un punto central llamado umbilico, como *Umbilicaria* y *Dermatocarpon* (Jahns, 1973; Brodo *et al.*, 2001; Ryan *et al.*, 2002; Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Büdel y Scheidegger, 2008).

Los líquenes fruticosos se componen de ramas cilíndricas o más o menos aplanadas en forma de pequeños arbustos o filamentos que se estrechan y alargan profundamente, sujetándose al sustrato por una mínima superficie o disco de fijación. Los talos son erectos o colgantes, con longitudes desde unos cuantos centímetros hasta varios metros de largo, simetría radial, una corteza en ambos lados y una capa de fotobionte alrededor de las hifas centrales de la médula. Géneros como *Usnea*

presentan tejidos de soporte en la región central (Jahns, 1973; Brodo *et al.*, 2001; Ryan *et al.*, 2002; Barreno y Pérez-Ortega, 2003; Büdel y Scheidegger, 2008).

Los líquenes compuestos desarrollan un talo horizontal escuamuloso-folioso y uno vertical en el que se forman las estructuras de reproducción como podocios en *Cladonia* o pseudopodocios en *Stereocaulon* (Brodo *et al.*, 2001; Ryan *et al.*, 2002; Barreno y Pérez-Ortega, 2003).

3.1.4. Formas de reproducción

Los líquenes presentan, tanto una fase reproductiva sexual, como una asexual. Las estructuras de reproducción sexual en los ascomicetes liquenizados son ascomas, principalmente, peritecios o apotecios. En los primeros, los ascocarpos están inmersos en el talo, rodeados total o parcialmente por un excípulo distinto del talo, con o sin involucrelo y con un poro llamado ostiolo en la parte superior, que permite la liberación de las ascosporas. Los segundos son abiertos y se forman por encima de la corteza superior (sésiles o subestipitados) o inmersos, exponiendo el himenio. Pueden ser lecanorinos (con margen talino), lecideínos/biatorinos (sin margen talino), algunos elongados y ramificados (lirelas), artonioides, girosos, pertusarioides, zeorinos o sobre estructuras erectas como podocios en el caso de la familia Cladoniaceae (Letrouit-Galinuo, 1973; Hale, 1979; Bungartz, 2002; Carballal *et al.*, 2007). Los basidiolíquenes producen basidiosporas en basidios localizados en basidiomas (Oberwinkler, 2012).

En la reproducción asexual se tiene la formación de distintos tipos de propágulos vegetativos especializados. Algunos de los más distintivos son: isidios, soledios, filidios y lobulillos. Los isidios son pequeñas protuberancias del talo, conformadas por células del fotobionte e hifas de la médula, cubiertas por una capa de corteza. Pueden ser globosos, cilíndricos, coraloides o en forma de escamas o verrugas de unos cuantos mm de largo (Hale, 1979; Barreno y Rico, 1984; Carballal *et al.*, 2007). A comparación de los isidios, los soledios son propágulos sin una capa de corteza, se conforman de células del fotobionte envueltas por hifas del micobionte, y al adherirse entre sí, forman una masa de apariencia pulverulenta-farinosa o granular; se forman en interrupciones de la corteza llamadas sorolios que pueden ser planos, puntiformes, maculiformes, reniformes, convexo-globulares, capitados, maniciformes, labriformes, forniciformes, marginales o parietales (Hale, 1979; Barreno y Rico, 1984; Chaparro de Valencia y Aguirre-Ceballos, 2002; Carballal *et al.*, 2007). Los filidios son extensiones del talo fáciles de desprender, constreñidas

hacia la base, aplanadas, dorsiventrales, marginales o laminares, simples o ramificadas y corticadas (Poelt, 1973, Moncada, 2012). Los lobulillos son similares a los filidios, pero su función es incrementar la superficie o espacio ocupado por el talo (lóbulos accesorios) (Moncada, 2012).

Otros propágulos vegetativos son las espínulas, blastidios, pseudoisidios, pústulas, filocladios, esquizidios, goniocistos en goniocistangios, hormocistos en hormocistangios y los que se forman por la fragmentación del talo (Ryan *et al.*, 2002; Büdel y Scheidegger, 2008). Otra forma de reproducción asexual es mediante conidios, propágulos que se forman en estructuras llamadas conidiomas como picnidios, campilidios e hifóforos, estos dos últimos mayormente observados en líquenes foliícolas (Lücking, 2008).

La gran variedad de propágulos que desarrollan los líquenes mantiene la asociación entre ambos simbiontes, incluso después de la dispersión. Esto evita o reduce la probabilidad de que el micobionte no encuentre el simbionte fotosintético adecuado o compatible (Sanders, 2014).

3.1.5. Sustancias liquénicas

Los metabolitos secundarios liquénicos son compuestos químicos orgánicos, producto del metabolismo secundario del micobionte y pueden representar entre 10 y 30% del peso seco de los líquenes. Se conocen cerca de 1 000, algunos son únicos de los líquenes y cuyo origen y naturaleza determinan su clasificación (Huneck, 1973; Nguyen *et al.*, 2013; Ranković y Kosanić, 2015, 2019).

Las sustancias liquénicas se derivan de tres vías químicas diferentes. La vía del acetyl-polimalonato produce ácidos alifáticos, ésteres y derivados, compuestos fenólicos, derivados del orcinol y beta-orcinol, dépsidas, tridépsidas, depsidonas, depsonas, antraquinonas, xantonas, cromonas, derivados de dibenzofuranos y ácido úsnico. La vía del ácido shikímico derivados del ácido pulvínico y terfenilquinonas. La vía del ácido mevalónico terpenos, esteroides y carotenoides. Estas se depositan en las paredes externas de las hifas de corteza y médula en forma de cristales y no suelen ser solubles en agua, razón por la cual, su extracción se realiza por medio de solventes orgánicos con diferente polaridad (Orange *et al.*, 2010; Elix y Stocker-Wörgötter, 2008; Ranković y Kosanić, 2015, 2019).

Los metabolitos secundarios desempeñan múltiples funciones, como promover la hidrofobicidad o hidrofiliidad del talo, la protección contra el exceso de radiación solar y la desecación, la actividad antioxidante, antiherbivoría, contra patógenos y competidores; también tienen

propiedades antibióticas, entre muchas otras (Huneck y Yoshimura, 1996; Purvis, 2000; Ranković y Kosanić, 2019). Por sus propiedades físico-químicas y distribución en el talo, son utilizados como un carácter diagnóstico para la determinación de especies (quimiotaxonomía). Su detección se realiza mediante pruebas de tinción en corteza y médula (reactivos K, C, P e I), fluorescencia bajo luz ultravioleta, microcristalización, cromatografía en capa fina y cromatografía líquida de alta resolución (Huneck, 1973; Santesson, 1973; Huneck y Yoshimura, 1996; Orange *et al.*, 2010).

3.1.6. Aspectos ecológicos

Los líquenes habitan en casi todos los ecosistemas del planeta, desde los trópicos hasta las regiones polares, en zonas costeras, selvas, bosques y desiertos. Sus patrones de distribución van desde taxones cosmopolitas hasta endémicas (Herrera y Ulloa, 1998; Galloway, 2008; Nash, 2008a). La liquenización proporcionó a micobiontes y fotobiontes la capacidad de colonizar sitios con condiciones inhóspitas (exposición extrema a la radiación solar, humedad y temperatura) donde individualmente hubiera sido imposible (Honegger, 2007; Nash, 2008a). Especialmente, sitios con condiciones ambientales específicas que limitan fisiológicamente a las plantas, como tundras y desiertos (Honegger, 2007, 2012).

Los líquenes pueden establecerse y desarrollarse en diferentes tipos de sustratos, tanto inertes como orgánicos. Dada esta versatilidad, las comunidades liquénicas se pueden clasificar según el sustrato donde crecen en: edafícolas (suelo), saxícolas (rocas), corticícolas (corteza), lignícolas (madera), foliícolas (hojas), epizoicas (animales) y sobre sustratos antropogénicos (vidrio, metal, concreto, entre otros) (Brodo, 1973; Nash, 2008a; Seaward, 2008).

Entre las funciones ecológicas que desempeñan en los ecosistemas están la de propiciar la formación de suelos y protegerlos de la erosión por acción del viento o lluvias intensas. La meteorización de la roca es realizada por los líquenes mediante métodos físicos o disgregación y métodos químicos o descomposición. Por tanto, intervienen en la pedogénesis del suelo y favorecen la sucesión vegetal (Syer y Iskandar, 1973; Banfield *et al.*, 1999; Carballal *et al.*, 2007; Seaward, 2008; Asplund y Wardle, 2017). Participan en los ciclos de elementos minerales como el fósforo y el azufre y en la fijación de nitrógeno atmosférico por los cianolíquenes. En el caso de las comunidades de líquenes epífitos de bosques templados, éstas acumulan grandes cantidades de agua y aportan sustancialmente a la biomasa de los ecosistemas, entre 950 a 1 870 kg/ha (McCune,

1993; Nash, 2008b, 2008c; Seaward, 2008; Asplund y Wardle, 2017). Forman parte de las cadenas tróficas, por ejemplo, *Rangifer tarandus* (caribú) del bosque boreal se alimenta de *Cladonia rangiferina* contribuyendo a los flujos de energía (Herrera y Ulloa, 1998). Algunos como *Ramalina celastri* han sido reportados como material de construcción en nidos de aves (*Sturnus vulgaris*) en Europa (Ibáñez *et al.*, 2018). Otros sirven de camuflaje, tal es el caso de *Markia hystrix*, saltamontes de Sudamérica que se confunde con la *Usnea* de su ambiente (Cadena-Castañeda, 2013). Además, hay especies que producen metabolitos secundarios que funcionan como quelantes de trazas de varios metales (Nimis *et al.*, 2002).

3.2. Bosques templados en México

De las 2 722 especies de líquenes reportadas para México hasta ahora, 947 (casi el 35%) han sido encontradas en bosques templados de coníferas y de encinos. Las familias Parmeliaceae, Physciaceae, Verrucariaceae, Porinaceae y Peltigeraceae son de las mejor representadas. Cabe aclarar que, el tipo de vegetación con mayor número de recolectas es el bosque tropical perennifolio, no el bosque templado (Herrera-Campos *et al.*, 2014).

3.2.1. Contexto geográfico de los bosques templados del centro de México

Los bosques templados abarcan un 16% del territorio nacional, siendo el Eje Neovolcánico uno de los principales sistemas montañosos donde se distribuyen. Se componen de comunidades arbóreas, subarbóreas y ocasionalmente arbustivas; se localizan entre los 2 000 y 3 400 m de altitud y presentan una temperatura promedio que oscila entre 12 y 23 °C y una precipitación anual que varía entre 600 y 1 200 mm. Habitan sobre suelos limosos a arenosos y moderadamente ácidos y, por lo general, con abundante materia orgánica y hojarasca (SEMARNAT, 2018; CONABIO, 2021a).

El Eje Neovolcánico es una provincia geomorfológica cenozoica y frontera entre las regiones biogeográficas neártica y neotropical (Palma *et al.*, 2001; García-Arizaga y Lugo-Hubp, 2003). Este gran arco volcánico está conformado por un conjunto de planicies escalonadas y orientadas de este-oeste, que cortan al país de un océano a otro. La obstrucción de valles de su interior originó cuencas de tipo endorreicas como la Cuenca de México (Osete *et al.*, 2000; García-Arizaga y Lugo-Hubp, 2003). Su compleja topografía ha permitido el desarrollo de diversos tipos de climas,

suelos y vegetaciones. Esto, aunado a la posición geográfica del país y sus procesos geológicos y ecológicos, ha provisto a esta área de un mosaico de hábitats y microhábitats, lo que la convierte en un importante centro de endemismos y riqueza de especies (Palma *et al.*, 2001; Espinosa *et al.*, 2008; Morrone, 2010). Se estima que alberga cerca del 1.5% de la biodiversidad total del planeta (Palma *et al.*, 2001). La Sierra de Las Cruces conforma la región suroeste de la Cuenca de México. En esta serranía se encuentran bosques templados aledaños a la Ciudad de México.

3.2.2. Bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* spp.

Con base en la Carta de Uso de Suelo y Vegetación del Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI] Serie VI-2014, que muestra los grupos de vegetación en el territorio nacional, los bosques de oyamel abarcan 1 577 km² y los de encino 113 368 km² (CONAFOR, 2020).

Los bosques de oyamel o abeto son característicos de zonas de clima templado y frío, exhibiendo diferentes grados de humedad. A menudo se presentan puros, siendo *A. religiosa* la especie dominante, acompañada de ejemplares de *Pinus*, *Quercus*, *Pseudotsuga* y *Cupressus*. En México, estos bosques difieren de aquellos a mayores latitudes (Canadá o Europa) en las condiciones climáticas a las que están sometidos al no tener una diferenciación clara entre la estación fría y caliente o nevadas frecuentes. Este tipo de vegetación está confinada a sitios de alta montaña, entre los 2 400 y 3 600 m de altitud. Su distribución en México es restringida y dispersa, presentándose como manchones aislados en ciertas áreas, principalmente, en varias elevaciones del Eje Neovolcánico, en laderas de cerros o cañadas, a menudo protegidos de la acción de vientos fuertes e insolación intensa. La temperatura media anual oscila entre 6 y 18 °C, aunque, en ciertas zonas pueden llegar hasta 20 °C. Al preferir condiciones de humedad elevada, su precipitación media anual es igual o mayor a 1 000 mm. Predominan sobre rocas ígneas (andesitas y basaltos), en suelos profundos, bien drenados, pero que se mantienen húmedos todo el año y con abundante materia orgánica (Andosoles, Leptosoles, Cambisoles y Acrisoles). Sus árboles son perennifolios, de 20 a 40 m de altura y al no presentar disturbios forman bosques densos (Hernández, 1985; Rzedowski, 2006; INEGI, 2017). Algunas de las epífitas que se pueden encontrar en estos bosques son los líquenes como *Cladonia*, *Leptogium*, *Parmelia*, *Peltigera*, *Pseudevernia* y *Usnea*, entre muchos otros (Rzedowski, 2006).

Las áreas más continuas y extensas de bosque de oyamel en México se encuentran en las serranías que circundan la Cuenca de México. La temperatura media anual oscila entre 7.5 y 13.5 °C. El bosque es perennifolio, denso y más bien alto, de 30 a 40 m de altura, de corteza lisa los árboles jóvenes y gruesa con placas escamosas de color grisáceo en los adultos (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Rzedowski, 2006).

Los bosques de encino o roble son comunidades vegetales arbóreas o arbustivas características de las zonas montañosas de México y, junto con los pinares, forman bosques mixtos que constituyen la mayor parte de la cubierta vegetal de áreas de clima templado y semihúmedo. Estos bosques están dominados por una o varias especies de *Quercus* (*Q. rugosa*, *Q. laurina*, *Q. acutifolia*, *Q. candicans*, *Q. scytophylla*, *Q. mexicana*, *Q. crassifolia*, *Q. laeta*, *Q. desertícola*, *Q. greggii*, *Q. microphylla*, *Q. obtusata*), pero también se pueden encontrar asociados con bosques de *Abies* y el bosque mesófilo de montaña, así como con ejemplares de *Alnus*, *Buddleja*, *Cupressus*, *Juniperus* o *Pinus*. Se pueden hallar encinares en todo el territorio mexicano, desde el nivel del mar hasta los 3 000 m de altitud, a excepción de los estados de Yucatán y Quintana Roo. Su mayor extensión (95%) se encuentra entre los 1 200 y 2 800 m de altitud. La temperatura media anual oscila entre 10 y 26 °C y la precipitación media anual varía de 350 a 2 000 mm. Se desarrollan sobre rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas; en suelos profundos o someros, de terrenos aluviales planos (Regosoles, Leptosoles, Cambisoles, Andosoles, Luvisoles). Los árboles son caducifolios o perennifolios, de 4 a 30 m de altura y forman bosques de abiertos a muy densos. Se reconocen como buenos hospederos de epífitas como los líquenes (Rzedowski, 2006; INEGI, 2017).

Los encinares arbóreos de las zonas montañosas de la Cuenca de México presentan árboles bajos, de 5 a 12 m y forman bosques moderadamente densos. En la Cuenca de México, por debajo de los 2 500 m de altitud las especies dominantes son *Q. laeta* y *Q. obtusata*; entre los 2 500 y 2 800 m de altitud *Q. rugosa*; y entre los 2 800 y 3 100 m de altitud *Q. laurina* (Rzedowski y Rzedowski, 2005; Rzedowski, 2006; INEGI, 2017).

Entre las funciones ecológicas que ambos tipos de bosques tienen, están las de fungir como captadores de agua que es infiltrada al subsuelo, favoreciendo la recarga de mantos acuíferos, regular la temperatura atmosférica, captar dióxido de carbono, producir oxígeno, ser refugio de una gran diversidad de especies (vegetales, animales y fúngicas), evitar inundaciones, reducir la

erosión del suelo, proteger la fertilidad del suelo, y representar paisajes y lugares con alto valor estético (Sánchez-Vélez *et al.*, 2003; CONABIO, 2020; CONABIO, 2021a).

Los bosques de oyamel y encino han sido afectados por su remoción para fines agrícolas y ganaderos. Los primeros, a comparación de los encinares, son más explotados dado el alto valor de su madera en la industria de la celulosa y el papel y como sitios turísticos. Los segundos, principalmente, porque ocupan áreas favorables para el establecimiento de asentamientos humanos (Hernández, 1985; Rzedowski, 2006; CONABIO, 2020).

3.2.3. Estructura forestal

Una comunidad ecológica o biocenosis se define como el conjunto de poblaciones de distintas especies de plantas, animales, bacterias, hongos y demás organismos que habitan y ocurren en un mismo lugar y momento; interactúan y se relacionan entre sí y con su medio, formando un sistema distintivo con su propia composición, estructura y funciones (Whittaker, 1975; Begon *et al.*, 2006; Morin, 2011). Estas asociaciones incluyen los patrones y procesos que envuelven o se dan entre dos o más especies en un ambiente determinado, las interacciones intraespecíficas (entre individuos de la misma especie) e interespecíficas (entre individuos de diferentes especies) (Odum y Barrett, 2006; Morin, 2011).

Las comunidades vegetales como nivel de organización presentan tres atributos básicos: composición, función y estructura. La composición se refiere a la variedad y proporción de las especies que integran una comunidad, es decir, a su composición florística, así como a las relaciones de sociabilidad y jerárquicas. La función es la resultante de la interacción entre la comunidad y su ambiente y se expresa a través de una estructura trófica característica, una determinada corriente de energía que impulsa el ciclo de la materia e interacciones bióticas y acciones y reacciones entre elementos bióticos y abióticos. La estructura está dada por el arreglo espacial de cada individuo y/o grupo de individuos con respecto a todos los demás (estructura horizontal) y por la heterogeneidad de las medidas o dimensiones de estos (estructura vertical) (Franklin *et al.*, 2002; De la Orden, 2020).

De estos tres atributos, la unidad estructural se puede expresar a través de: la estratificación, desarrollo vertical de las plantas (árboles, arbustos, hierbas) a las que se asocia una fauna característica por las condiciones microclimáticas específicas; la zonación, disposición horizontal

de los elementos de la comunidad, siguiendo algún gradiente ambiental (concentración de sales, tenor de humedad o variación altitudinal); y la periodicidad, respuesta de los organismos a cambios cíclicos en el ambiente (cambios estacionales), a través de los cuales, la vegetación (tipo de bosque) va pasando por sucesivas etapas fenológicas (De la Orden, 2020).

Por lo tanto, una comunidad se puede delimitar según diversos criterios (fisonómicos, estructurales y florísticos) y dependiendo de las propiedades (de la misma vegetación, externas de la vegetación y combinadas) que se quieran enfatizar. Para caracterizar una comunidad se utilizan caracteres cuantitativos (diámetro a la altura del pecho, altura, densidad, cobertura o biomasa) y cualitativos (composición florística, bioformas, estratificación, periodicidad o sociabilidad) (Otavo, 1994; De la Orden, 2020).

El estudio de las características estructurales de árboles y masas forestales es un aspecto muy importante para el entendimiento y manejo de estos ecosistemas, al permitir explicar su condición actual y dinámica a través del tiempo (Franklin *et al.*, 2002; Alvis-Gordo, 2009).

IV. Antecedentes

4.1. Inventarios y estudios ecológicos de líquenes en México

Lücking *et al.* (2016) presentan un conteo a nivel mundial de 19 387 especies de líquenes aceptadas distribuidas en 995 géneros, 115 familias, 39 órdenes y ocho clases. Esto representa aproximadamente un 17% de las 120 000 especies fúngicas conocidas (Hawksworth y Lücking, 2017). En México, Herrera-Campos *et al.* (2014) contabilizan 2 722 especies y 111 categorías infraespecíficas, agrupadas en 364 géneros, 84 familias, 21 órdenes y seis clases. Estas son cifras conservadoras tomando en cuenta que muchas regiones de México aún no han sido estudiadas o se encuentran bajo el efecto de distintas actividades humanas, como la deforestación, el cambio de uso de suelo o la contaminación, dando como resultado su reducción y, en el peor de los casos, su desaparición impidiendo conocer su biodiversidad (Aguirre-Acosta *et al.*, 2014; Hawksworth y Lücking, 2017).

Uno de los primeros estudios ecológicos de líquenes en México es el trabajo de Vera-Carranza (1981), quien muestra a través de pruebas físico-químicas y mineralógicas que la presencia de líquenes como *Diploschistes scruposus*, *Lecidea* sp. y *Parmelia cumberlandia* sobre andesitas basálticas y calcáreas (*Wackstone*) del estado de Morelos, favorece la intemperización y formación de microsuelos. Además, incluye una lista de las especies de líquenes conocidas hasta el momento para este estado.

Barcenas-Peña (2007) analiza y compara la composición de especies de líquenes foliícolas en distintos pisos altitudinales en dos volcanes de la Sierra de Los Tuxtlas, Veracruz. Reporta 157 especies de líquenes foliícolas. La diversidad disminuye con la altitud y esto se relaciona directamente con ciertos parámetros ambientales (evaporación y luz), que crean condiciones más o menos favorables para su desarrollo y la preferencia por ciertos forofitos de acuerdo con su frecuencia (presencia-ausencia).

Miranda-González (2012) analiza la diversidad y composición de las comunidades de líquenes costrosos de un bosque tropical seco en Jalisco en el contexto del proceso de sucesión en este ecosistema. La cobertura y riqueza de especies liquénicas distinguen las zonas conservadas y perturbadas. Las zonas abandonadas tienen una rápida colonización por parte de los líquenes, pero llegando a un punto donde el espacio es limitado, se impide el recambio en la comunidad liquénica en los forofitos.

Martínez-Colín *et al.* (2021) realizan un análisis de la estructura de la comunidad de los líquenes foliícolas en la selva alta perennifolia de Veracruz. Reportan 191 especies de líquenes foliícolas en 137 especies de forofitos. La formación de estas comunidades depende de ciertas variables microambientales como la intensidad lumínica y características de los forofitos. Esto se observa mediante diferencias en la riqueza de especies.

Ramírez-Gómez (2017) estudia la diversidad líquénica del bosque de niebla de La Joya, Veracruz. Reporta 53 especies de líquenes, de las cuales, tres son nuevos registros nacionales y doce estatales. Los géneros con mayor riqueza son *Usnea*, *Parmotrema*, *Hypotrachyna*, *Cladonia* y *Punctelia*.

4.2. Estudios de las comunidades líquénicas en bosques templados en México

Los estudios de las comunidades de líquenes corticícolas en México se han incrementado en las últimas dos décadas, adquiriendo relevancia por su presencia en los diferentes tipos de bosques del país, uno de ellos el bosque templado.

Zambrano *et al.* (2000) comparan las comunidades líquénicas del bosque de *A. religiosa* entre el Parque Nacional Desierto de Los Leones y el Parque Nacional El Chico, para proporcionar información cuantitativa sobre la riqueza, composición florística, abundancia y distribución de líquenes entre un sitio cercano a la Ciudad de México (fuente de altos niveles de contaminación) y uno alejado. De las 59 especies encontradas en los troncos de los oyameles de los dos parques, el Desierto de los Leones tuvo 47% menos especies de líquenes, 62% menos abundancia total de líquenes, medida como cobertura, y un patrón de abundancias de especies que implica una comunidad con un mayor grado de perturbación que El Chico.

Pérez-Pérez *et al.* (2008) comparan las comunidades de macrolíquenes corticícolas de un bosque de *A. religiosa* y otro de *Pinus ayacahuite* en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, para analizar si la estructura forestal (diámetro a la altura del pecho, pendiente y altura de los árboles) influye en su composición. De las 36 especies encontradas, 20 están presentes en el bosque de *P. ayacahuite* y 25 en el de *A. religiosa*. Esto indica, con base en la estructura forestal, que bosques maduros y con un menor grado de perturbación serán aquellos con una mayor diversidad y cobertura de líquenes.

Pérez-Pérez *et al.* (2011) evalúan el efecto que prácticas tradicionales en el manejo de los bosques de pino-encino de la Sierra de Juárez, Oaxaca, tienen sobre la riqueza, densidad y distribución de

los líquenes corticícolas. Se encontraron 41 especies en el bosque sin manejo, 48 en el bosque con manejo previo y 49 en el bosque con manejo. No existieron diferencias significativas en la riqueza de líquenes entre bosques. Mencionan una preferencia de los líquenes por la orientación norte, diferencias significativas en la estructura forestal (diámetro a la altura del pecho, altura y densidad arbórea) entre localidades y reportan doce nuevos registros para este estado, de los cuales, ocho también lo fueron para México.

Ramírez-Juárez (2015) compara la diversidad de macrolíquenes corticícolas en un bosque de *Pinus hartwegii* con un grado de regeneración natural e inducido y un remanente de bosque en el Parque Nacional Izta-Popo Zoquiapan. Reporta un total de 19 de especies de líquenes. Las variables de estructura de bosque (diámetro a la altura del pecho y altura) crean condiciones microclimáticas particulares que influyen de manera significativa en el establecimiento, desarrollo y dispersión de las comunidades liquénicas. Esto se refleja en una mayor diversidad de especies en el sitio con regeneración inducida y una menor riqueza en el subdosel respecto al tronco.

Ruiz-Cazares (2016) describe los macrolíquenes corticícolas del bosque de encino del Parque Estatal Sierra de Guadalupe en tres estratos altitudinales y analiza características de los forofitos. El estrato de mayor altitud (2 850 a 3 000 m) presentó el mayor número de especies, 30 de las 34 registradas, concluyendo que esto puede indicar zonas más conservadas. Además, encuentra que el tamaño (diámetro) de las copas de los forofitos mostró una fuerte relación con la riqueza liquénica y ser estadísticamente significativa.

Sánchez-Téllez (2016) estima la diversidad de la flora liquénica en bosques de *Quercus* y mixtos de *Pinus-Quercus* al Noroeste del Estado de México. De las 60 especies encontradas, los géneros con mayor riqueza fueron *Parmotrema*, *Usnea*, *Leptogium*, *Heterodermia* e *Hypotrachyna*. También menciona que las condiciones microclimáticas que se establecen en diferentes alturas de los árboles, puede ser un factor determinante como es el caso de los cianolíquenes cuya presencia fue predominante entre los 0.5-1 m de altura.

Tlalmis-Corona (2016) estima y compara la riqueza de especies entre cinco niveles altitudinales en cuatro orientaciones cardinales (Norte, Sur, Este y Oeste) en el Parque Nacional La Malinche. No existieron diferencias significativas entre las orientaciones cardinales, pero si entre las diferentes altitudes. La altitud intermedia (3 400 m) con 47 especies fue aquella con mayor riqueza

encontrando un bosque maduro y relativamente bien conservado por estar más alejado de zonas dedicadas a la agricultura.

Los estudios, antes mencionados, concluyen que caracteres de la estructura forestal y el grado de conservación o perturbación del ambiente son factores importantes de considerar para el desarrollo de las comunidades liquénicas, ya que dependiendo del tipo de vegetación se crean condiciones microclimáticas que favorecen la presencia de estos organismos.

V. Justificación

La Sierra de Las Cruces es un sistema montañoso ubicado en la zona suroeste de la Ciudad de México, donde bosques como los de oyamel y encino, entre otros, representan sitios de alto valor por ofrecer múltiples servicios ecosistémicos. La creación de áreas naturales protegidas y parques ecológicos ha ayudado a la protección de estos bosques, no obstante, se sigue observando una continua presión antropogénica sobre estos ecosistemas a través de la contaminación, la deforestación y la fragmentación del hábitat. Estas actividades modifican el paisaje y generan cambios en la estructura forestal que afectan a todo tipo de organismos, entre ellos a numerosas especies epífitas como los líquenes.

El estudio ecológico de los líquenes en bosques templados aporta a su conocimiento taxonómico, al reconocimiento de su importancia como elementos de estos ecosistemas y a determinar si el impacto natural y antropogénico sobre la estructura forestal, afecta la presencia, riqueza y abundancia de las especies liquénicas. En ese sentido, este trabajo contribuye a estimar la diversidad y documentar la composición de especies de las comunidades macrolíquénicas de la Sierra de Las Cruces. Se incrementará el número de registros de la flora liquénica de esta serranía y se generarán datos cualitativos y cuantitativos para la ejecución de futuros proyectos de distintas índoles como biomonitorio o bioindicación.

Asimismo, determinar si existe una relación entre la diversidad y composición de las comunidades de macrolíquenes corticícolas con tres caracteres cuantitativos de la estructura forestal, proporcionará información necesaria para conocer el estado general de estos bosques, evaluar procesos de perturbación y llevar a cabo planes de conservación con el fin de diseñar manejos óptimos de estas áreas que incluyan a las especies macrolíquénicas presentes en estos bosques. De igual manera, se podrán llevar a cabo posteriores estudios de líquenes con un enfoque ecológico en bosques templados del país, sobre todo en una región que históricamente ha sufrido de diversos disturbios ecológicos por su cercanía con la mancha urbana de la Ciudad de México.

VI. Pregunta de investigación

La Sierra de Las Cruces es una zona rica en biodiversidad al interior de la Ciudad de México. Los hábitats que se pueden hallar en esta región, presentan condiciones favorables para el establecimiento de especies epífitas como los macrolíquenes corticícolas. La falta de conocimiento de la flora liquénica y su relación con la estructura forestal en esta serranía aún es amplia, por tal motivo, surge la siguiente pregunta: ¿la estructura forestal influye en la diversidad y la composición de las comunidades de macrolíquenes corticícolas de los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* spp. de la Sierra de Las Cruces?

VII. Hipótesis

Si la estructura forestal de cada tipo de bosque influye en la diversidad y la composición de las comunidades de macrolíquenes corticícolas, entonces habrá diferencias entre la cobertura y riqueza liquénica de los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* spp. de la Sierra de Las Cruces.

VIII. Objetivos

8.1. Objetivo general

Comparar la diversidad y la composición de las comunidades de macrolíquenes corticícolas en relación con la estructura forestal entre los bosques de *Abies religiosa* y *Quercus* spp. de la Sierra de Las Cruces.

8.2. Objetivos particulares

- Analizar los caracteres cuantitativos de la estructura forestal por tipo de bosque.
- Determinar las especies de macrolíquenes recolectados.
- Estimar la riqueza y abundancia de macrolíquenes por tipo de bosque y de la sierra.
- Determinar si existe una relación entre los caracteres cuantitativos de la estructura forestal y la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas por tipo de bosque.

IX. Área de estudio

El trabajo se realizó en la Sierra de Las Cruces, unidad geomorfológica delimitada por las coordenadas 18°59'–19°43' N y 99°00'–99°40' O, al suroeste de la Ciudad de México (Fig. 1). Tiene una longitud de 110 km y un ancho de 47 km en su parte norte y 27 km en su parte sur y un gradiente altitudinal de los 2 250 m en el noreste hasta los 3 800 m en el suroeste (García-Palomo *et al.*, 2008; Cantoral *et al.*, 2009; Lugo-Hubp, 2016). Es parte de la Formación Las Cruces, que es el límite geomorfológico entre el Valle de México y el Valle de Toluca. Su edad data de entre el Mioceno y el Plioceno Tardío (aproximadamente 4-5 millones de años) convirtiéndola en la sierra más antigua de la Cuenca de México (Vázquez-Sánchez y Jaimes-Palomera, 1989; Delgado-Granados y Martín del Pozzo, 1993; Osete *et al.*, 2000; García-Palomo *et al.*, 2008).

De acuerdo a la Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], la Sierra de Las Cruces se localiza en la subcuenca Ciudad de México, que forma parte de la subregión Valle de México y junto con la subregión Tula al Norte conforman la Región Hidrológica-Administrativa (RHA) XIII-Aguas del Valle de México (CONAGUA, 2014; Peña-Díaz, 2019).

Las principales formas de su relieve son laderas de lava y barrancos profundos (Lugo-Hubp, 2016). Tiene nueve estratovolcanes traslapados de sur a norte: El Ajusco (3 930 m), Zempoala (3 690 m), La Corona (3 770 m), San Miguel (3 870 m), Salazar (3 660 m), Chimalpa (3 420 m), Iturbide (3 620 m), La Bufa (3 460 m) y La Catedral (3 780 m) (García-Palomo *et al.*, 2008).

Los estratos de las partes bajas son depósitos piroclásticos que consisten en rocas pómez, cenizas cristalinas y vítreas, materiales aluviales y lacustres del cuaternario; y en las partes altas, se tienen lavas intercaladas con brechas, en algunos casos culminadas con domos con andesitas, plagioclasas y dacitas (Vázquez-Sánchez y Jaimes-Palomera, 1989). Los suelos que predominan de mayor a menor altitud son Andosoles, Luvisoles, Leptosoles y Phaeozem (Cotler, 2016).

El clima es de tipo templado, semifrío-húmedo y subhúmedo, con precipitaciones anuales promedio de 700 a 1 200 mm y una temperatura media anual de 15 a 16 °C en el piedemonte y de 12 a 14 °C en las montañas cerca de los parteaguas. Valores mayores que 1 500 mm se registran en las altitudes medias de las laderas orientales de la Sierra de Las Cruces por las masas de aire húmedo provenientes del noreste (Jáuregui y Vidal-Bello, 1981; Lugo-Hubp, 1990; Jáuregui, 2000; SEDEMA, 2005; Hernández-Cerda *et al.*, 2016; INEGI, 2020a).

De acuerdo con una regionalización de la Ciudad de México para el diagnóstico de la biodiversidad, la Sierra de las Cruces se encuentra en la región Bosques y Cañadas, sobre suelo de conservación de las alcaldías de Cuajimalpa de Morelos, La Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Tlalpan, donde están los macizos más grandes y mejor conservados de bosques de *Abies*, *Pinus*, mixtos *Pinus-Quercus* y algunos relictos de bosque mesófilo de montaña en las inmediaciones de Los Dínamos de Contreras (Barrera-Mejía, 2012; Reygadas, 2016).

El bosque de oyamel se localiza en las zonas más altas en la porción poniente de la ciudad ocupando superficies importantes de las alcaldías La Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa de Morelos y al sur y sureste de las alcaldías de Tlalpan y Milpa Alta. Los bosques de encino son más reducidos y sus remanentes se localizan a menores altitudes en las alcaldías Cuajimalpa de Morelos, Álvaro Obregón, La Magdalena Contreras y Tlalpan (Cantoral *et al.*, 2009; Rivera-Hernández, 2016) (Fig. 2).

Cantoral *et al.* (2009) mencionan que se tienen registradas 607 especies para las alcaldías de Cuajimalpa de Morelos, Álvaro Obregón y La Magdalena Contreras entre algas (108 spp.), hongos (74 spp.), flora vascular (195 spp.), lepidópteros (36 spp.), anfibios y reptiles (26 spp.), aves (128 spp.) y mamíferos (40 spp.).

Haciendo énfasis y con datos más recientes de las especies fúngicas para la Ciudad de México, se tienen registradas 286 especies de hongos (Cruz-Angón y Perdomo-Velázquez, 2016). Las alcaldías con mayor riqueza de especies son Álvaro Obregón (125 spp.), Cuajimalpa de Morelos (126 spp.), La Magdalena Contreras (115 spp.) y Tlalpan (73 spp.) (Sierra *et al.*, 2016), pero sin contabilizar a los hongos liquenizados. Zambrano *et al.* (2000) reportaron 28 especies de líquenes sobre oyameles del Parque Nacional Desierto de los Leones y Herrera-Campos y Lücking (2009) 30 para la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

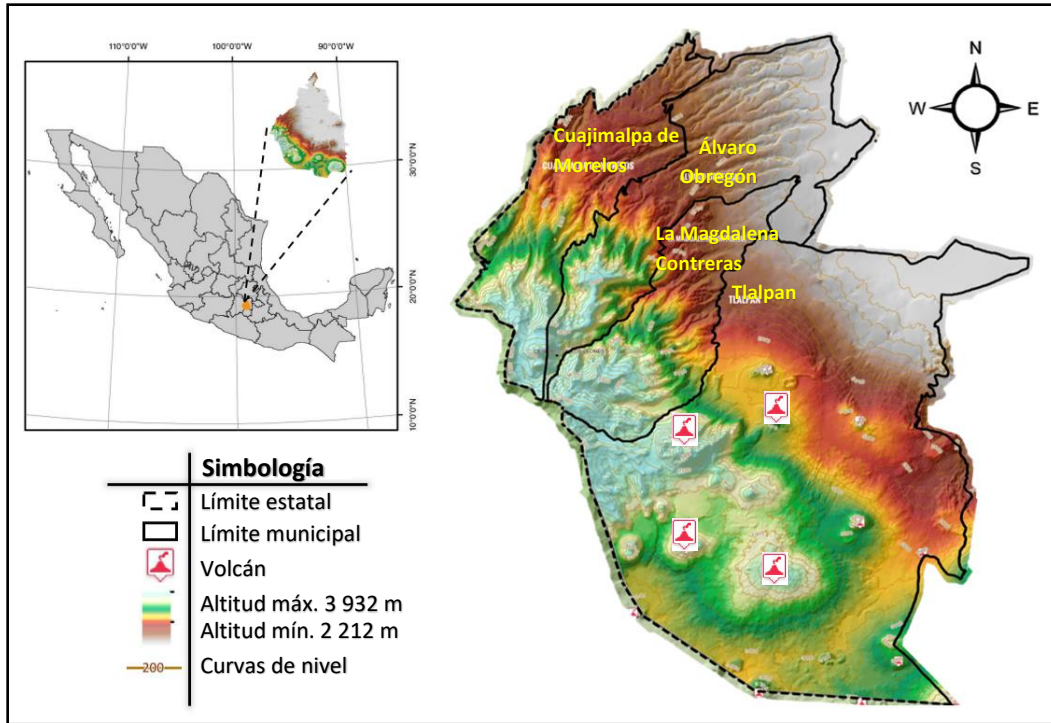


Figura 1. Mapa altimétrico de la Ciudad de México que muestra la localización del área de estudio, Sierra de Las Cruces (azul claro). Imagen modificada de Mapas Geológicos: Mapa Altimétrico (Gobierno de la Ciudad de México, s.f.).

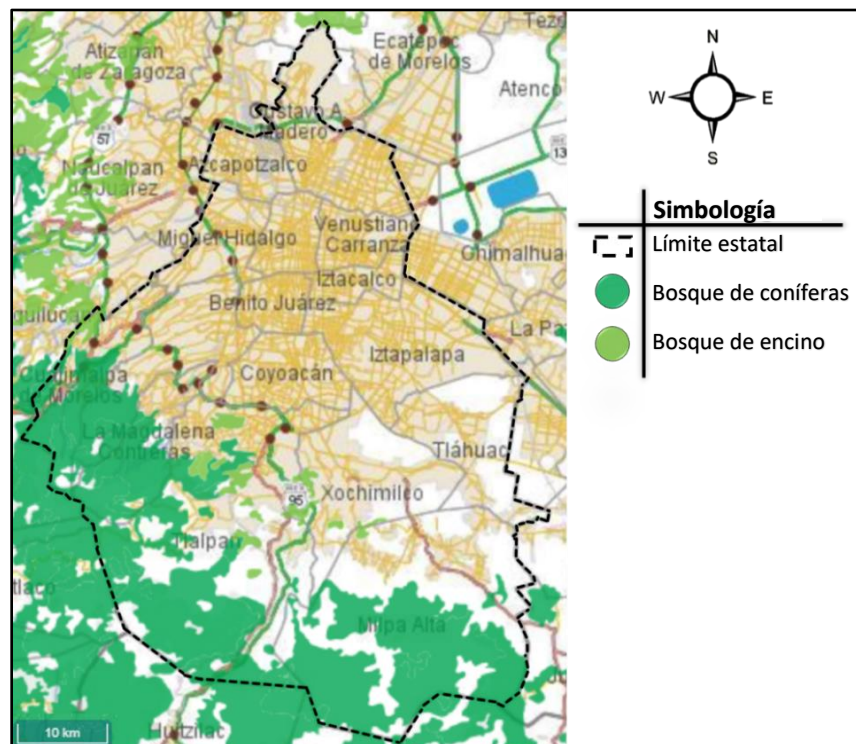


Figura 2. Bosques de coníferas y encino de la Ciudad de México y sus alrededores. Imagen modificada del Mapa Digital de México: Uso de suelo y vegetación, INEGI (INEGI, 2020b).

X. Materiales y métodos

El trabajo se hizo con muestreos de los integrantes del Laboratorio de Líquenes del Instituto de Biología, UNAM, a lo largo de nueve salidas de campo entre los meses de abril y mayo de 2014. Los datos de las localidades de muestreo se presentan en la Tabla 1.

10.1. Trabajo de campo

El estudio se llevó a cabo en bosques de *Abies religiosa* y de *Quercus* spp de la Sierra de Las Cruces. En cada tipo de vegetación se seleccionaron tres localidades de muestreo. En cada una se trazó un transecto de 90 m donde a cada 30 m se estableció un punto de muestreo, cuatro en total. En cada uno de estos se seleccionaron los cuatro árboles más cercanos a un punto central ubicado sobre el transecto (Fig. 3). Dando un total de 16 árboles por localidad de muestreo y 48 por tipo de bosque, de los cuales, 12 por localidad de muestreo y 36 por tipo de bosque, se tomaron en cuenta para medir cobertura líquénica. Para la selección de los bosques se consideraron los siguientes criterios:

- Bosques con perturbación aparente mínima.
- Ubicados de preferencia en rodales de bosque amplios (no simples manchones o “cortinas” a la orilla de la carretera).

Para el establecimiento de los transectos con sus respectivos puntos de muestreo se prefirieron:

- Sitios alejados de vías principales (carreteras, senderos o caminos) mínimo 300 m.

Para la selección de los árboles para muestreo de líquenes:

- Árboles sin daños antropogénicos o malformaciones visibles.
- Árboles con un perímetro a la altura del pecho mayor o igual a 25 cm para encinos y mayor o igual a 40 cm para oyameles.

Tabla 1. Localidades de muestreo en la Sierra de Las Cruces.

Bosque	Localidad de muestreo	Coordenadas	Altitud (m)	Fecha
<i>Abies religiosa</i>	Parque Los Dinamos, Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo, Del. Álvaro Obregón, Ciudad de México (BA_L1)	19°15'43.6" N 99°17'56" O	3 221	1 y 4/04/2014
<i>Abies religiosa</i> con elementos de <i>Pinus</i> , <i>Cupressus</i> jóvenes y <i>Sambucus</i>	Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje, Del. La Magdalena Contreras, Ciudad de México (BA_L2)	19°15'31.2" N 99°15'40.2" O	3 106	2 y 4/04/2014
<i>Abies religiosa</i>	Parque Los Dinamos, La Cieneguilla, Del. Álvaro Obregón, Ciudad de México (BA_L3)	19°16'42.2" N 99°18'15.4" O	3 480	03/04/2014
<i>Quercus rugosa</i>	Parque Ecológico de la Ciudad de México, Del. Tlalpan, Ciudad de México (BQ_L1)	19°15'54" N 99°12'39.4" O	2 716	27 y 28/05/2014
<i>Quercus rugosa</i> y <i>Q. laurina</i> con elementos aislados de <i>Pinus</i>	Parque Los Dinamos, Del. La Magdalena Contreras, Ciudad de México (BQ_L2)	19°17'26" N 99°15'54.2" O	2 727	29/05/2014
<i>Quercus rugosa</i> y <i>Q. laurina</i>	San Mateo Tlaltenango, Del. Cuajimalpa de Morelos, Ciudad de México (BQ_L3)	19°20'22.6" N 99°17'31.8" O	2 673	31/05/2014

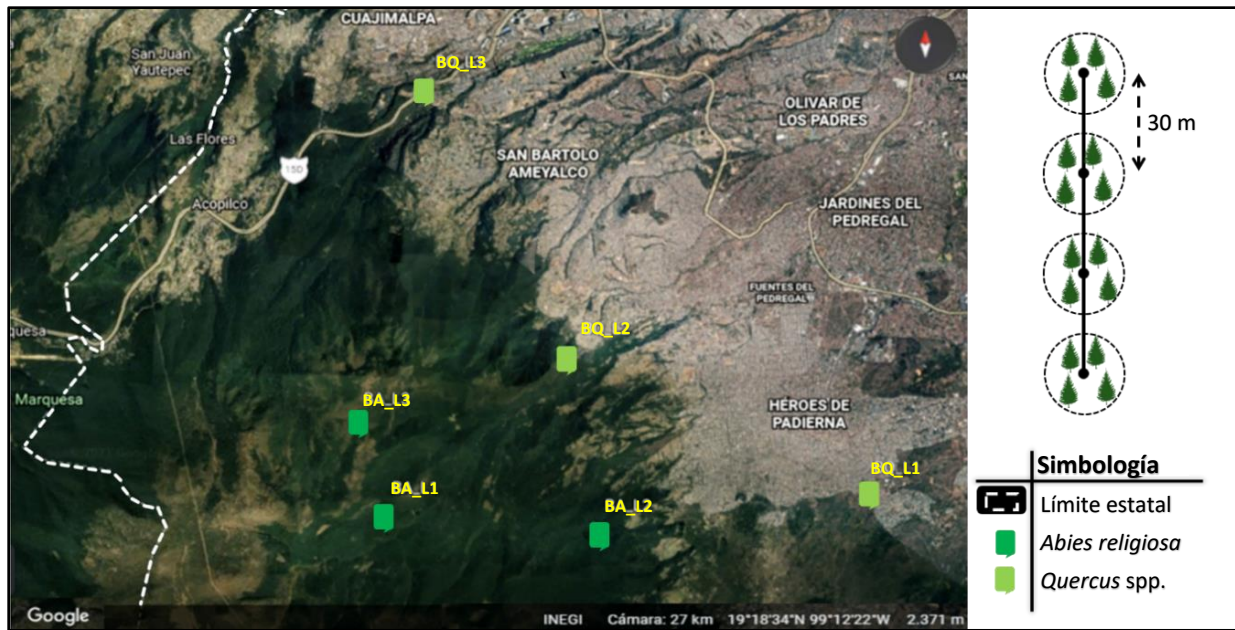


Figura 3. Ubicación de las localidades de muestreo por tipo de bosque (izquierda) y trazo de los transectos con sus cuatro puntos de muestreo (derecha). BA_L1: bosque de *Abies religiosa*, localidad de muestreo 1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo); BA_L2: bosque de *Abies religiosa*, localidad de muestreo 2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje); BA_L3: bosque de *Abies religiosa*, localidad de muestreo 3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla); BQ_L1: bosque de *Quercus* spp., localidad de muestreo 1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México); BQ_L2: bosque de *Quercus* spp., localidad de muestreo 2 (Parque Los Dinamos); BQ_L3: bosque de *Quercus* spp., localidad de muestreo 3 (San Mateo Tlaltenango). Imagen modificada de Google Earth (2022) y esquema por Marcos Garduño Rojas.

10.2. Medición de variables dendrométricas para la estructura forestal

Para estimar el diámetro a la altura del pecho (DAP), se midió el perímetro a la altura del pecho rodeando el tronco a 1.5 m desde el suelo formando un plano perpendicular con el eje del fuste. Para la cobertura de copa o del dosel (CC), se midió el radio de copa central, distancia de la proyección ortogonal del límite del follaje hasta el fuste, orientada al punto central. Para la densidad del bosque o forestal (DEN), se midió la distancia del fuste al punto central con una cinta métrica de 20 m (Fig. 4).

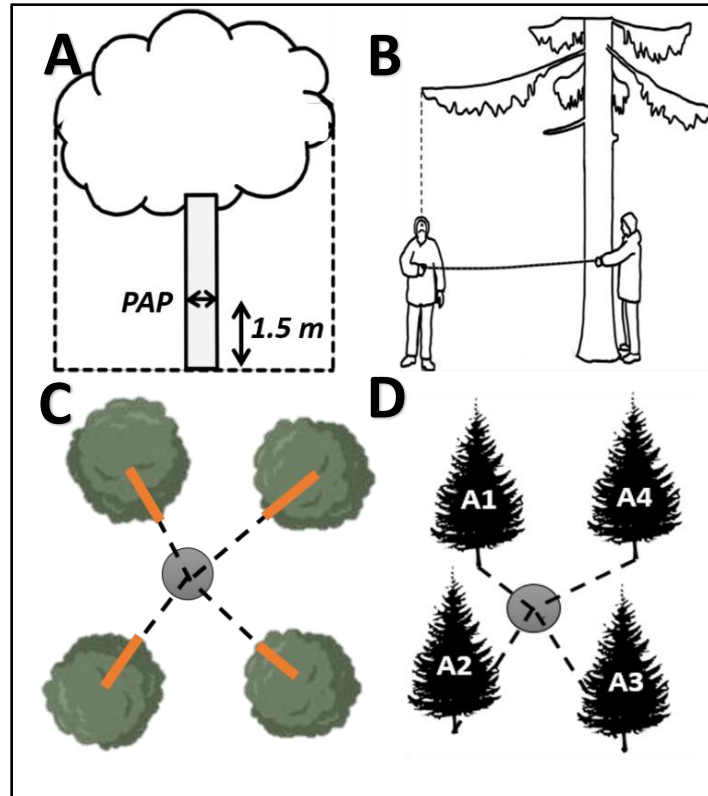


Figura 4. Variables dendrométricas tomadas en campo para la estimación de los caracteres cuantitativos de la estructura forestal. A) Medición del perímetro a la altura del pecho (PAP) (1.5 m), imagen modificada de Cisneros *et al.* (2019). B) – C) Medición del radio de copa de los árboles a partir de la proyección ortogonal del límite del follaje hasta el fuste, imagen modificada de Pretzsch *et al.* (2015) y esquema por Marcos Garduño Rojas. Línea punteada representa la distancia del fuste al punto central y línea naranja la porción abarcada por la copa del árbol. D) Medición de la distancia del fuste al punto central, esquema por Marcos Garduño Rojas.

10.3. Medición de la cobertura líquénica

La cobertura de macrolíquenes corticícolas se midió en tres de los cuatro árboles por punto de muestreo siguiendo los métodos modificados de Zambrano *et al.* (2000) y Pérez-Pérez *et al.* (2008, 2011). Se identificó la orientación cardinal del árbol con la mayor cobertura líquénica a simple vista y a 1.5 m de altura desde la base del tronco, se colocó una rejilla de 55.4 x 23 cm dividida en cinco cuadrantes de 20 x 10 cm para oyameles, y para encinos, una rejilla de 55.4 x 13 cm dividida en cinco cuadrantes de 10 x 10 cm. Las dimensiones de cada rejilla obedecen al ancho del tronco de cada género de árbol. Como ayuda para medir la cobertura líquénica se utilizaron acetatos transparentes previamente marcados con diferentes figuras geométricas con superficie conocida (clases de cobertura como porcentaje de los cuadrantes en la rejilla) para sobreponerlas en los manchones de cada especie de líquen dentro de las rejillas de muestreo. Este mismo procedimiento

se repitió en la orientación opuesta del árbol (Fig. 5). Adicionalmente y con fines florísticos, en cada localidad de muestreo se recolectaron líquenes por fuera de las rejillas, en otros árboles y en demás sustratos a lo largo del transecto. Esto con el fin de complementar las colectas de diversidad de las comunidades de macrolíquenes presentes en estos bosques.

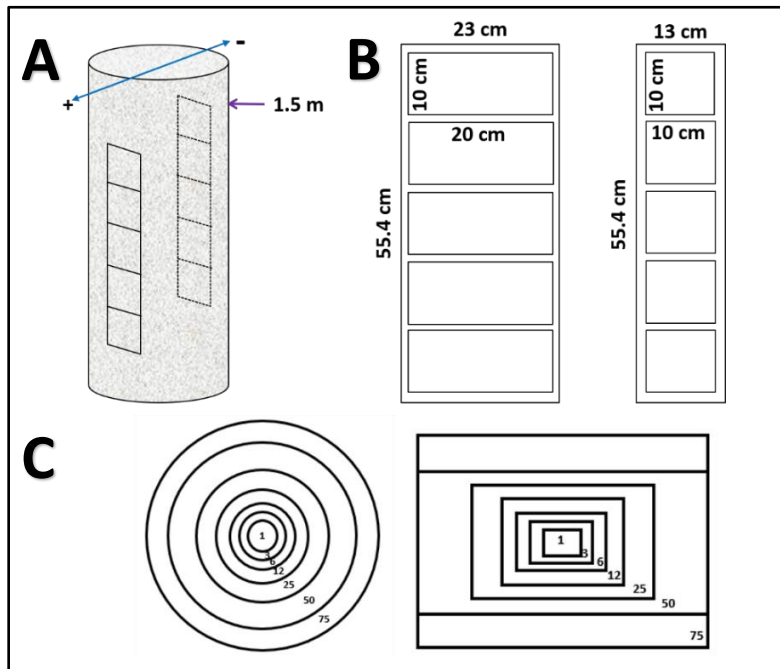


Figura 5. Método de medición de la cobertura líquénica. A) Ubicación de las rejillas sobre los troncos de los árboles. Lado con más líquenes a simple vista (+) y con menos (-). B) Rejillas para medición de cobertura líquénica para oyamel (izquierda) y encino (derecha). C) Figuras de los medidores (acetatos) de cobertura líquénica. Esquemas por Angel Zambrano García.

10.4. Trabajo de laboratorio

La curación y herborización de los ejemplares recolectados, se realizó de acuerdo con los métodos establecidos en el Laboratorio de Líquenes del Instituto de Biología, UNAM:

La determinación de especies se hizo siguiendo las claves taxonómicas de Brodo *et al.* (2001), Nash *et al.* (2002, 2004, 2007), Brodo (2006, 2016) y Herrera-Campos *et al.* (2016), entre otras, con base en caracteres morfológicos (forma de crecimiento, color del talo, estructuras reproductivas, cifelas, rizinas, entre otros), anatómicos (tipo de estructura del talo, tipo de fotobionte(s), tipo de plecténquima(s), medidas de esporas, entre otros) y químicos (presencia de metabolitos secundarios) (Fig. 6). Los caracteres morfológicos y anatómicos se observaron bajo un microscopio estereoscópico Zeiss Stemi DV4 y un microscopio compuesto Zeiss Axiostar plus.

La identificación de metabolitos secundarios se hizo mediante pruebas de tinción en corteza y médula utilizando los reactivos K, C y P, observación bajo luz ultravioleta de onda corta (254 nm) y onda larga (366 nm) (Hale, 1979), y cromatografía en capa fina siguiendo las técnicas estandarizadas por Culberson y Johnson (1982), Bungartz (2002) y Elix (2014) (Fig. 7).

La clasificación taxonómica de los nombres de las especies fue revisada en línea durante el año 2022 en el Index Fungorum. Los ejemplares se depositaron en la Colección de Líquenes del Herbario Nacional MEXU del Instituto de Biología, UNAM.

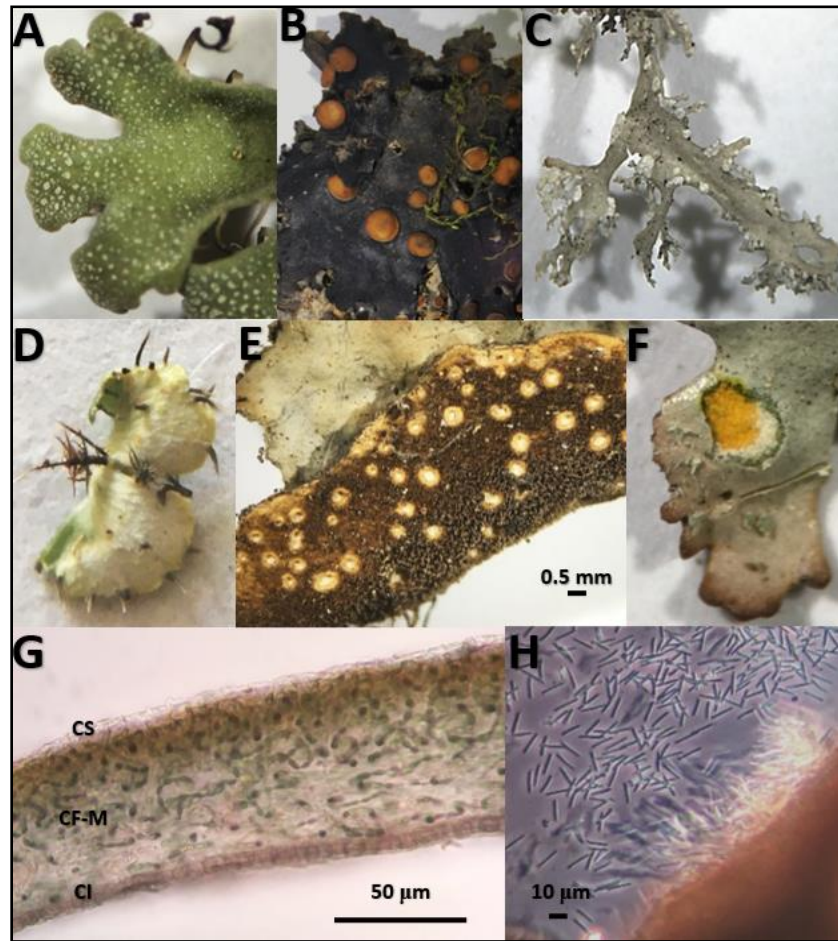


Figura 6. Ejemplos de algunos caracteres morfológicos, anatómicos y químicos observados para la determinación taxonómica de los macrolíquenes. A) *Heterodermia* sp., lóbulos redondeados con pruina. B) *Leptogium rugosum*, apotecios con disco marrón claro. C) *Ramalina asahinae*, ramas aplanadas y acanaladas con soralios maculiformes en los márgenes. D) *Polyblastidium japonicum*, rizinas marginales escurrozas y simples. E) *Sticta beauvoisii*, superficie inferior con tomento denso de color marrón chocolate dorado y cifelas blancas. F) *Xanthoparmelia lineola*, prueba P+ (naranja-amarillento) en médula. G) *Leptogium cyanescens*, corte longitudinal de talo: corteza superior (CS), células del fotobionte (células de *Nostoc*) entrelazadas con hifas de la médula (CF-M) y corteza inferior (CI) (40x). H) *Punctelia hypoleucites*, conidios filiformes de 10-12 μm (40x). Fotografías por Marcos Garduño Rojas.

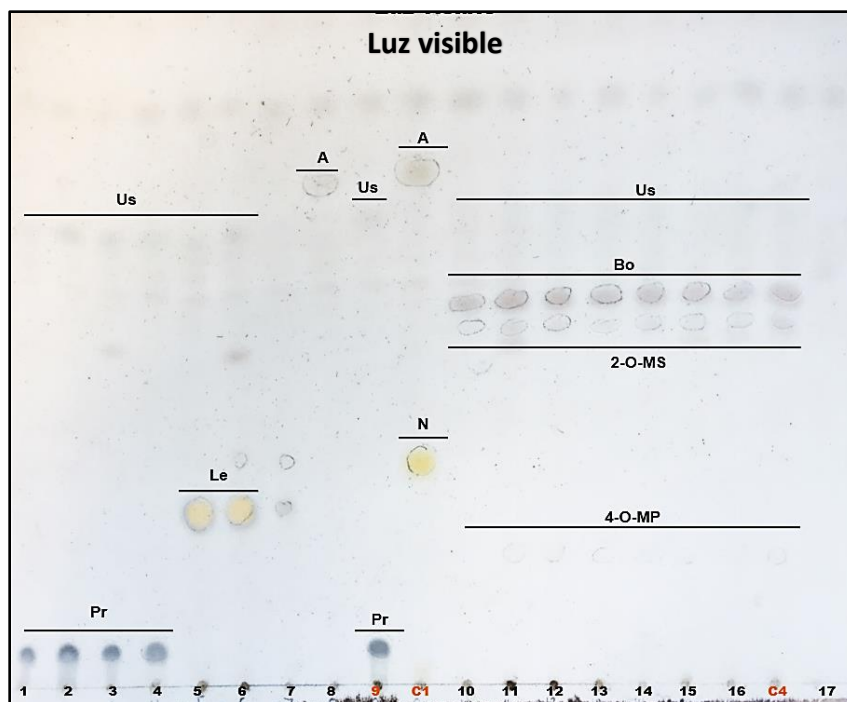


Figura 7. Placa de cromatografía en capa fina para la identificación de metabolitos secundarios. Solvente C (tolueno:ácido acético, 170:30). Us: ácido úsnico; Pr: ácido protocetrárico; A: atranorina; Le: ácido lecanórico; Bo: ácido bonínico; N: ácido norestíctico; 2-O-MS: ácido 2-O metilsekikaico; 4-O-MP: ácido 4-O-metilpaludósico. Fotografía por Marcos Garduño Rojas.

10.5. Análisis de datos

10.5.1. Estructura forestal

Se utilizó estadística descriptiva para resumir los caracteres cuantitativos de la estructura forestal incluyendo medidas de tendencia central (media, mediana y moda), medidas de dispersión (coeficiente de variación, desviación estándar, error estándar y varianza) y medidas de posición (coeficiente de asimetría y curtosis) por tipo de bosque. Para comparar las variables arbóreas entre localidades de muestreo y tipos de bosques, se utilizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney, respectivamente, con un nivel de confianza de 95%.

El DAP por árbol se obtuvo como el cociente del perímetro a la altura del pecho, dividido entre el valor de π conforme la siguiente fórmula (Juárez, 2014):

$$DAP = \frac{PAP}{\pi}$$

Donde:

DAP = diámetro a la altura del pecho (cm)

PAP = perímetro a la altura del pecho (cm)

$\pi = 3.141$

La CC, proyección ortogonal del follaje sobre el suelo por unidad de área, se obtuvo para la superficie evaluada por punto de muestreo como el promedio de los cocientes de los radios de copa centrales de cada árbol, divididos entre sus respectivas distancias del fuste al punto central y representadas en porcentaje conforme la siguiente fórmula:

$$CC = \sum_{i=1}^n \frac{RCC_i}{Dist.Pto.Central} * 100$$

Donde:

CC = cobertura de copa (%)

RCC_i = radio de copa central i (m)

$Dist. Pto. Central$ = distancia del punto central hasta el fuste (m)

n = número de radios de copa medidos

La DEN, número de individuos por unidad de área, se obtuvo por punto de muestreo como el cociente del producto del número de árboles muestreados, por el área de una hectárea, dividido entre el área de la superficie evaluada conforme la siguiente fórmula (Ramos-Reyes *et al.*, 2017):

$$DEN = \frac{Aha * n}{Ase}$$

Donde:

DEN = densidad del bosque (n/ha)

n = número de individuos muestreados por área de la superficie evaluada (n/m^2)

Aha = área de una hectárea (10 000 m^2)

Ase = área de la superficie evaluada (m^2)

El área de la superficie evaluada por punto de muestreo se obtuvo como el producto del valor π , por el cuadrado del radio del círculo o área de cada punto de muestreo conforme la siguiente fórmula:

$$Ase = \pi * (radio \text{ círculo})^2$$

Donde:

Ase = área de la superficie evaluada (m^2)

$\pi = 3.1415$

$radio \text{ círculo}$ = distancia promedio del árbol tres y cuatro respecto al punto central (m)

Para el cálculo de la DEN, también se tomaron en cuenta los árboles al interior del área de la superficie evaluada en cada punto de muestreo que no pertenecían al grupo de cuatro árboles seleccionados para mediciones de estructura forestal.

10.5.2. Comunidades liquénicas

Las mediciones de las comunidades de macrolíquenes corticícolas se describieron por localidad de muestreo y tipo de bosque, considerando la presencia-ausencia y el porcentaje de cobertura liquénica de especies medidas por árbol. La diversidad alfa, número de especies presentes por sitio, se estimó calculando la riqueza específica y los índices de dominancia de Simpson (menor o igual 0.33 diversidad baja, 0.33 a 0.67 diversidad media y mayor o igual a 0.67 diversidad alta) y equidad de Shannon-Weiner (0 a 1.35 diversidad baja, 1.36 a 3.5 diversidad media y mayor a 3.5 diversidad alta) (Moreno, 2001; Aguirre, 2019; Astudillo-Sánchez *et al.*, 2019) y la diversidad beta, recambio de especies entre sitios, calculando los índices de similitud de Sørensen y Jaccard (menor o igual 0.33 diversidad baja, 0.33 a 0.67 diversidad media y mayor o igual a 0.67 diversidad alta) (Moreno, 2001; Aguirre, 2019; Astudillo-Sánchez *et al.*, 2019) conforme las siguientes fórmulas (Moreno, 2001 y Villareal *et al.*, 2006; Zambrano *et al.*, 2000):

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Donde:

λ = índice de dominancia de Simpson

S = riqueza específica

p_i = porcentaje de cobertura de la especie i

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Donde:

H' = índice de equidad de Shannon-Weiner

S = riqueza específica

p_i = porcentaje de cobertura de la especie i

$$I_S = \frac{2c}{a + b}$$

Donde:

I_S = índice de similitud de Sørensen

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde:

I_j = índice de similitud de Jaccard

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

Para estimar la riqueza de las comunidades de macrolíquenes incluyendo los ejemplares de la colecta florística, se consideraron la presencia-ausencia y abundancia de especies. Donde p_i será la abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de ejemplares de la especie i , dividido entre el número total de ejemplares de la muestra (n_i/N).

El número de especies efectivas o diversidad verdadera de orden 1 (1D), medida que considera la frecuencia de las especies sin favorecer a las especies comunes o las especies raras, se obtuvo como el valor exponencial del índice de equidad de Shannon-Weiner conforme la siguiente fórmula (Jost 2006; García-Morales *et al.*, 2011):

$${}^1D = \exp(H') = \exp\left(-\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i\right)$$

A partir del total de especies observadas, se elaboraron curvas de acumulación por tipo de bosque y para la sierra. Para estimar el número de especies esperadas, se calcularon los estimadores no paramétricos Chao_1, Chao_2, Jackknife_1 y Jackknife_2.

10.5.3. Influencia de la estructura forestal en la cobertura y riqueza líquénica

Para evaluar el comportamiento de la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas, se compararon sus distribuciones mediante las pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney con un nivel de confianza del 95% entre localidades de muestreo y tipos de bosques, respectivamente.

Los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de correlación de Pearson y/o Spearman, según el tipo de distribución de los datos, para determinar si existe una relación entre los caracteres cuantitativos de la estructura forestal y la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas

medidos por árbol por cada tipo de bosque. Se debe señalar que, la correlación con la DEN, se hizo a partir del número de árboles presentes por área de la superficie evaluada por punto de muestreo. Finalmente, para ordenar y clasificar las comunidades de macrolíquenes corticícolas medidas entre los distintos tipos de bosques, se aplicó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS por sus siglas en inglés *Nonmetric Multidimensional Scaling*), basado en los valores de cobertura y riqueza (presencia-ausencia) liquénica por punto de muestreo con la distancia relativa de Sørensen (500 iteraciones; 250 corridas con datos reales y 250 corridas con datos aleatorios). Los cálculos, análisis y pruebas estadísticas se realizaron en hojas de cálculo de Microsoft Excel y los programas EstimateS 9 (Colwell, 2013) y PC-ORD 7 (McCune y Mefford, 2016).

XI. Resultados

11.1. Análisis de la estructura forestal

En el bosque de *A. religiosa*, el 50% de los datos del DAP para las localidades BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) y BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) se encontraron entre rangos muy parecidos, aproximadamente, 44 a 58 cm. Mientras que, en la localidad BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) fue casi 10 cm menor al estar entre 34.8 y 52.4 cm (Fig.8).

En cuanto al bosque de *Quercus* spp., el 50% de los datos del DAP para la localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) se encontraron entre 19 y 37.6 cm. Para las localidades BQ_L2 (Parque Los Dinamos) y BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango) se tuvieron rangos parecidos entre 21.6 y 35.6 cm, y 23 y 32.4 cm, respectivamente (Fig. 8).

La prueba de Kruskal-Wallis para localidades de muestreo del mismo tipo de bosque indicó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) para el DAP.

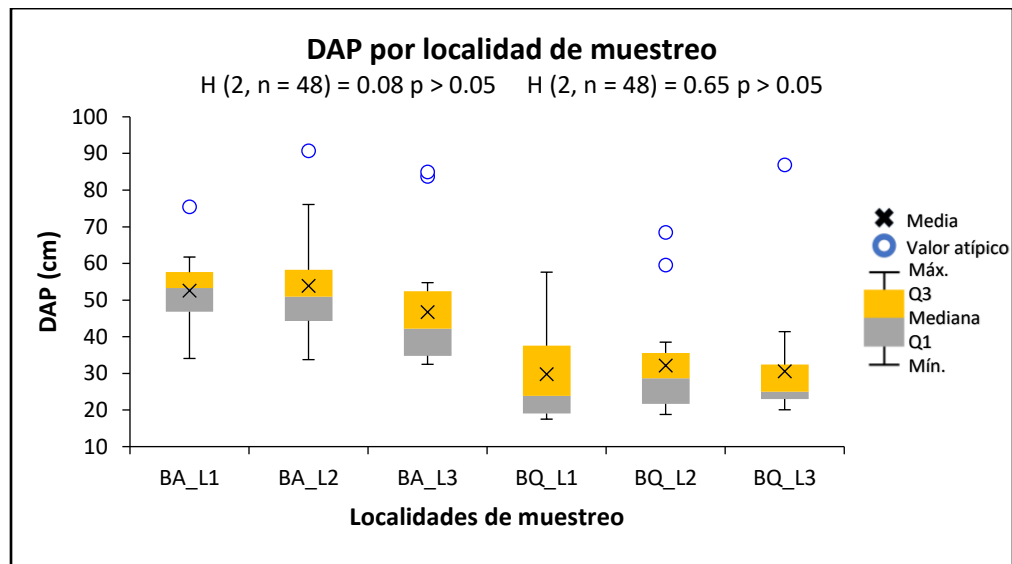


Figura 8. Gráficos de cajas y bigotes del DAP por localidad de muestreo. Múltiplo de 1.5 para los valores atípicos. En la parte superior del gráfico se muestran los valores-p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis (H) por localidades de muestreo del mismo tipo de bosque.

En el bosque de *A. religiosa*, el 50% de los datos de la CC para la localidad BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) se encontraron entre 40 y 59.3%. Para las localidades BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) y

BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla), el rango en el que se encontraban el 50% de los datos de la CC fue más amplio en comparación con la primera localidad de muestreo. En la localidad BA_L2 entre 43.5 y 100%, y en la localidad BA_L3 entre 36.9 y 86.6% (Fig. 9).

En cuanto al bosque de *Quercus* spp., el 50% de los datos de la CC para las localidades BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) y BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango) presentaron rangos muy parecidos, aproximadamente, entre 58 y 100%. Para la localidad BQ_L2 (Parque Los Dinamos) fue más alto al estar entre 94.5 y 100% (Fig. 9).

La prueba de Kruskal-Wallis indicó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre localidades de muestreo del mismo tipo de bosque para la CC.

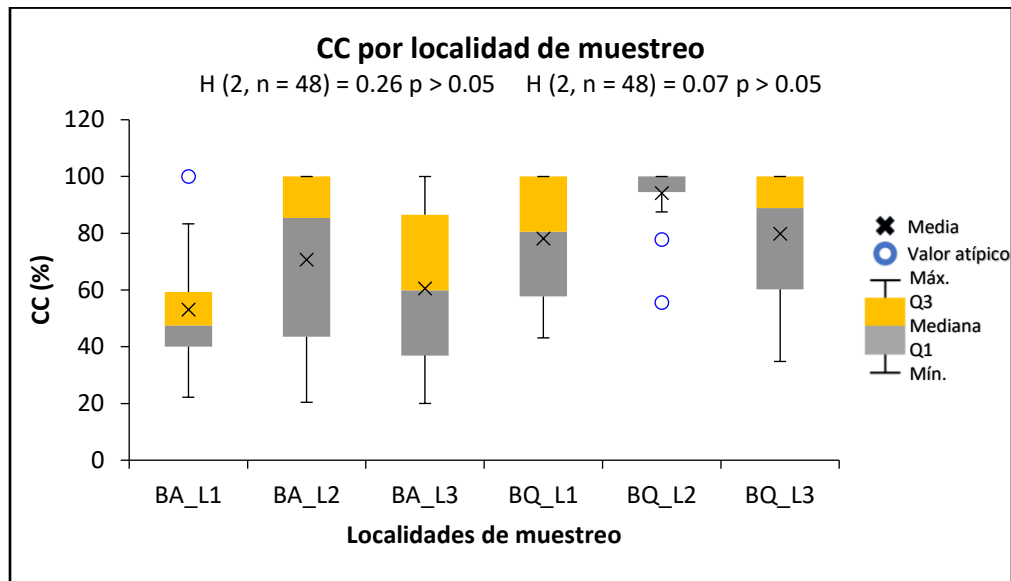


Figura 9. Gráficos de cajas y bigotes de la CC por localidad de muestreo. Múltiplo de 1.5 para los valores atípicos. En la parte superior del gráfico se muestran los valores-p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis (H) por localidades de muestreo del mismo tipo de bosque.

En cuanto a la densidad del bosque de las localidades de muestreo del bosque de *A. religiosa*, el 50% de los datos de la DEN para la localidad BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) se encontraron entre 156 y 208 árboles por hectárea; para la localidad BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) entre 223 y 609 árboles por hectárea; y para la localidad BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) entre 267 y 466 árboles por hectárea (Fig. 10).

En cuanto al bosque de *Quercus* spp., el 50% de los datos de la DEN para la localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) se encontraron entre 912 y 1 399 árboles por hectárea; para la localidad BQ_L2 (Parque Los Dinamos) entre 1 305 y 1 463 árboles por hectárea; y para la localidad BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango) entre los 508 y 719 árboles por hectárea (Fig. 10).

La prueba de Kruskal-Wallis indicó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre localidades de muestreo del bosque de oyamel para la DEN, pero si para el bosque de encino ($p < 0.05$).

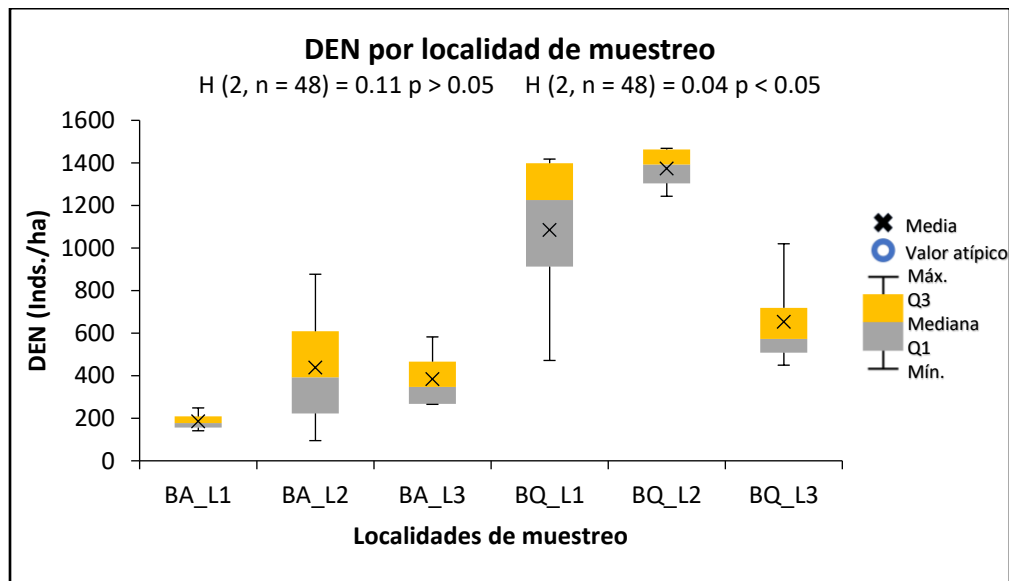


Figura 10. Gráficos de cajas y bigotes de la DEN por localidad de muestreo. Múltiplo de 1.5 para los valores atípicos. En la parte superior del gráfico se muestran los valores-p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis (H) por localidades de muestreo del mismo tipo de bosque.

La prueba de Kruskal-Wallis considerando todas las localidades de muestreo indicó que existen diferencias significativas para el DAP ($H(5, n = 96) = 6.02E-08 p < 0.05$), la CC ($H(5, n = 96) = 0.0001 p < 0.05$) y la DEN ($H(5, n = 96) = 0.0038 p < 0.05$).

Para el DAP, la prueba *post-hoc* indicó que las localidades BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) y BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) del bosque de *A. religiosa*, presentaron diferencias significativas entre sí ($0.041 p > 0.05$).

Respecto a la CC, la prueba *post-hoc* indicó que las localidades BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) y BQ_L2 (Parque Los Dinamos) del bosque de *Quercus* spp., presentaron diferencias significativas entre sí ($0.028 p > 0.05$).

En cuanto a la DEN, la prueba *post-hoc* indicó que las localidades BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) y BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) del bosque de *A. religiosa*, presentaron diferencias significativas entre sí ($0.03 < p < 0.05$). Las localidades BQ_L2 (Parque Los Dinamos) y BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango) del bosque de *Quercus* spp., fueron las únicas localidades de muestreo que presentaron diferencias significativas entre sí ($0.03 < p < 0.05$) para este tipo de vegetación.

El DAP promedio del bosque de oyamel fue de 51.1 cm (± 14.18), 20.3 cm, mayor al del bosque de *Quercus* spp. el cual fue de 30.8 cm (± 14.4). La CC promedio del bosque de encino fue de 84.1% (± 20.12), casi un 20% más en comparación con la del bosque de oyamel, la cual fue de 61.4% (± 27.98). La DEN promedio del bosque de oyamel fue de 337 árboles por hectárea (± 226.51), representando aproximadamente un tercio del promedio del bosque de encino el cual fue de 1 038 árboles por hectárea (± 411.62). Respecto a la distribución de los datos, para el bosque de oyamel, se observó que casi todos los caracteres presentaron un coeficiente de asimetría positivo; es decir, los datos se encuentran sesgados hacia la izquierda. La CC y la DEN del bosque de encino presentaron un coeficiente de asimetría negativo o con sesgo de los datos hacia la derecha. La CC de ambos tipos de bosques y la DEN del bosque de encino presentaron una curtosis negativa, indicando una distribución platicúrtica o con una menor concentración de sus datos hacia la región central. Para el bosque de oyamel, la DEN fue el carácter que presentó la mayor dispersión con un coeficiente de variación de 67.2%. Para el bosque de encino el carácter con mayor dispersión fue el DAP (46.7%). Los caracteres con menor dispersión de cada bosque fueron el DAP (27.7%) en oyamel y la CC (23.9%) en encino (Tabla 2). La prueba de Mann-Whitney indicó que existen diferencias significativas para el DAP ($H(5, n = 96) = 1.3E-11$ $p < 0.05$), la CC ($H(5, n = 96) = 2.98E-05$ $p < 0.05$) y la DEN ($H(5, n = 96) = 7.17E-05$ $p < 0.05$) entre tipos de bosques para los caracteres de la estructura forestal.

Tabla 2. Estadística descriptiva de los caracteres cuantitativos de la estructura forestal por tipo bosque. Para el DAP y la CC n = 48 árboles medidos, y para la DEN n = 12 puntos de muestreo por tipo de bosque.

	<i>Abies religiosa</i>			<i>Quercus spp.</i>		
	DAP (cm)	CC (%)	DEN (Inds./ha)	DAP (cm)	CC (%)	DEN (Inds./ha)
Media	51.1	61.4	337	30.8	84.1	1 038
Error estándar	2.05	4.04	65.39	2.08	2.9	118.82
Mediana	50.1	56	265	25.8	98.1	1 151
Moda	56	100	265	18.8	100	—
Desviación estándar	14.18	27.98	226.51	14.4	20.12	411.62
Varianza	200.96	783.09	51 306.55	207.26	404.79	169 430.65
Curtosis	0.8	-1.45	1.72	4.53	-0.47	-1.65
Coefficiente de asimetría	0.97	0.13	1.38	2.02	-0.94	-0.48
Coefficiente de variación %	27.7	45.5	67.2	46.7	23.9	39.7

11.2. Lista de especies y datos generales

Se recolectaron en total 977 ejemplares en los bosques de la Sierra de Las Cruces entre el muestreo sistemático y el oportunista, de los cuales, 970 se determinaron a nivel de especie y siete morfoespecies. Se determinaron 107 especies agrupadas en 26 géneros, 12 familias y seis órdenes para toda la sierra.

Para el bosque de *A. religiosa*, de 550 ejemplares recolectados, 546 se determinaron a nivel de especie y cuatro morfoespecies con 71 especies agrupadas en 19 géneros, ocho familias y tres órdenes. Para el bosque de *Quercus spp.*, de 427 ejemplares recolectados, 424 se determinaron a nivel de especie y tres morfoespecies con 72 especies agrupadas en 20 géneros, 10 familias y seis órdenes. De estas 107 especies, 38 corresponden al muestreo sistemático y 64 al muestreo oportunista.

Del total de especies observadas, 43 fueron nuevos registros para la Ciudad de México y cuatro (*Physcia decorticata*, *Ramalina dilacerata*, *Stereocaulon pileatum* y *Sticta plumbeociliata*), también son nuevos registros para el país (Tabla 3).

Tabla 3. Especies de macrolíquenes presentes en la Sierra de Las Cruces. * Nuevos registros para la Ciudad de México. ** Nuevos registros para México. A: Bosque de *Abies religiosa* y Q: Bosque de *Quercus* spp.

Espece	Familia	Orden	Bosque
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Arnold	Candelariaceae	Candelariales	Q
<i>Canoparmelia raunkiaeri</i> (Vain.) Elix & Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Cetrelia monachorum</i> (Zahlbr.) W.L. Culb. & C.F. Culb.*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	Cladoniaceae	Lecanorales	A-Q
<i>C. cf. fimbriata</i> (L.) Fr.	Cladoniaceae	Lecanorales	Q
<i>C. furcata</i> (Huds.) Baumg.	Cladoniaceae	Lecanorales	Q
<i>C. ochrochlora</i> Flörke	Cladoniaceae	Lecanorales	A-Q
<i>C. subfimbriata</i> Ahti*	Cladoniaceae	Lecanorales	A-Q
<i>Dermatocarpon</i> sp.1	Verrucariaceae	Verrucariales	Q
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>F. rutidota</i> (Hook. f. & Taylor) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>Flavopunctelia flaventior</i> (Stirt.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>F. praesignis</i> (Nyl.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>F. soledica</i> (Nyl.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>Heterodermia comosa</i> (Eschw.) Follmann & Redón*	Physciaceae	Caliciales	A-Q
<i>H. diademata</i> (Taylor) D.D. Awasthi	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>H. isidiophora</i> (Nyl.) D.D. Awasthi*	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>H. obscurata</i> (Nyl.) Trevis.	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>H. cf. podocarpa</i> (Bél.) D.D. Awasthi	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>H. rugulosa</i> (Kurok.) Wetmore	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>H. speciosa</i> (Wulfen) Trevis.	Physciaceae	Caliciales	A-Q
<i>H. cf. tremulans</i> (Müll. Arg.) W.L. Culb.*	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>Hypotrachyna cf. arsenei</i> (Hale & M. Wirth) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. cirrhata</i> (Fr.) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>H. lipidifera</i> (Hale & M. Wirth) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. lividescens</i> (Kurok.) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>H. neocirrhata</i> (Hale & M. Wirth) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch	Parmeliaceae	Lecanorales	A

Tabla 3. Continuación.

<i>H. neodissecta</i> (Hale) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>H. physcioidea</i> (Nyl.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. pseudonepalensis</i> (Hale & M. Wirth) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. pulvinata</i> (Fée) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. revoluta</i> (Flörke) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>H. rockii</i> (Zahlbr.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>H. sorocheila</i> (Vain.) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. cf. sublaevigata</i> (Nyl. ex Tuck.) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. cf. subplana</i> (Sipman) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>H. cf. thysanota</i> (Kurok.) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Imshaugia cf. placorodia</i> (Ach.) S.L.F. Mey.*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Lasallia pensylvanica</i> (Hoffm.) Llano*	Umbilicariaceae	Umbilicariales	Q
<i>Leptogium cf. azureum</i> (Sw.) Mont.	Collemataceae	Peltigerales	Q
<i>L. cyanescens</i> (Ach.) Körb.	Collemataceae	Peltigerales	A-Q
<i>L. laceroides</i> B. de Lesd.	Collemataceae	Peltigerales	A-Q
<i>L. rugosum</i> Sierk*	Collemataceae	Peltigerales	Q
<i>L. cf. saturninum</i> (Dicks.) Nyl.	Collemataceae	Peltigerales	Q
<i>L. sp.1</i>	Collemataceae	Peltigerales	A
<i>Leucodermia leucomelos</i> (L.) Kalb	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>Pannaria sp.1</i>	Pannariaceae	Peltigerales	A
<i>Parmotrema arnoldii</i> (Du Rietz) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. austrosinense</i> (Zahlbr.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. sp.1</i>	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. crinitum</i> (Ach.) M. Choisy	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. cristiferum</i> (Taylor) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. eurysacum</i> (Hue) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>P. cf. hababianum</i> (Gyeln.) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. leucosemothetum</i> (Hue) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. cf. margaritatum</i> (Hue) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. moreliense</i> (B. de Lesd.) W.L. Culb. & C.F. Culb.	Parmeliaceae	Lecanorales	A

Tabla 3. Continuación.

<i>P. paramoreliense</i> W.L. Culb. & C.F. Culb.*	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. perlatum</i> (Huds.) M. Choisy	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. rampoddense</i> (Nyl.) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. cf. sancti-angeli</i> (Lyngé) Hale*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. stuppeum</i> (Taylor) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>Peltigera cf. austroamericana</i> Zahlbr.*	Peltigeraceae	Peltigerales	Q
<i>P. collina</i> (Ach.) Schrad.	Peltigeraceae	Peltigerales	A-Q
<i>P. horizontalis</i> (Huds.) Baumg.*	Peltigeraceae	Peltigerales	A
<i>P. neckeri</i> Hepp ex Müll. Arg.*	Peltigeraceae	Peltigerales	A
<i>P. neopolydactyla</i> (Gyeln.) Gyeln*	Peltigeraceae	Peltigerales	A
<i>P. cf. ponojensis</i> Gyeln.*	Peltigeraceae	Peltigerales	Q
<i>P. praetextata</i> (Flörke ex Sommerf.) Zopf	Peltigeraceae	Peltigerales	A-Q
<i>P. rufescens</i> (Weiss) Humb.	Peltigeraceae	Peltigerales	Q
<i>Phaeophyscia endococcinodes</i> (Poelt) Essl.*	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fürnr.	Physciaceae	Caliciales	A-Q
<i>P. cf. cinerea</i> Moberg	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>P. cf. decorticata</i> Moberg**	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>P. erumpens</i> Moberg*	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>P. integrata</i> (Nyl.) Arnold	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>P. undulata</i> Moberg*	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>Polyblastidium</i> sp.1	Physciaceae	Caliciales	A-Q
<i>P. hypoleucum</i> (Ach.) Kalb	Physciaceae	Caliciales	Q
<i>P. japonicum</i> (M. Satô) Kalb	Physciaceae	Caliciales	A-Q
<i>Pseudevernia consocians</i> (Vain.) Hale & W.L. Culb.	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. intensa</i> (Nyl.) Hale & W.L. Culb.	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Punctelia bolliana</i> (Müll. Arg.) Krog	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. borrieri</i> (Turner ex Sm.) Krog*	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. borrierina</i> (Nyl.) Krog*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>P. caseana</i> Lendemé & B.P. Hodk.	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. cf. graminicola</i> (B. de Lesd.) Egan*	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>P. hypoleucites</i> (Nyl.) Krog	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q

Tabla 3. Continuación.

<i>P. missouriensis</i> G. Wilh. & Ladd*	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>P. perreticulata</i> (Räsänen) G. Wilh. & Ladd	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. reddenda</i> (Stirt.) Krog*	Parmeliaceae	Lecanorales	A-Q
<i>P. subpraesignis</i> (Nyl.) Krog*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Ramalina asahinae</i> W.L. Culb. & C.F. Culb.	Ramalinaceae	Lecanorales	A
<i>R. cf. dilacerata</i> (Hoffm.) Hoffm.**	Ramalinaceae	Lecanorales	A
<i>Stereocaulon cf. pileatum</i> Ach.**	Stereocaulaceae	Lecanorales	Q
<i>Sticta beauvoisii</i> Delise	Lobariaceae	Peltigerales	A-Q
<i>S. fuliginosa</i> (With.) Ach.	Lobariaceae	Peltigerales	A-Q
<i>S. cf. plumbeociliata</i> B. Moncada, A. Suárez & Lücking**	Lobariaceae	Peltigerales	Q
<i>Usnea cf. columbiana</i> Motyka ex Räsänen*	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>U. cf. praetervisa</i> (Asahina) P. Clerc*	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>U. cf. subfloridana</i> Stirt.	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>U. cf. subfusca</i> Stirt.	Parmeliaceae	Lecanorales	A
<i>Xanthoparmelia bihemispherica</i> T.H. Nash & Elix*	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>X. lineola</i> (E.C. Berry) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>X. mexicana</i> (Gyeln.) Hale	Parmeliaceae	Lecanorales	Q
<i>X. subcumberlandia</i> Elix & T.H. Nash	Parmeliaceae	Lecanorales	Q

Se encontraron 35 especies exclusivas para el bosque de oyamel y 36 para el bosque de encino. Entre ambos tipos de bosques se compartieron 36 especies. *Flavopunctelia flaventior*, *Flavopunctelia soledica*, *Hypotrachyna revoluta*, *Punctelia caseana* y *Punctelia perreticulata* fueron las únicas especies presentes en ambos tipos de bosques y en todas las localidades de muestreo (Tabla 4).

Tabla 4. Especies de macrolíquenes presentes por localidad de muestreo.

Especie	BA_L1	BA_L2	BA_L3	BQ_L1	BQ_L2	BQ_L3
<i>Candelaria concolor</i>				X	X	X
<i>Canoparmelia raunkiaeri</i>	X					
<i>Cetrelia monachorum</i>	X					
<i>Cladonia coniocraea</i>	X	X	X	X	X	
<i>C. fimbriata</i>				X		X
<i>C. furcata</i>				X		
<i>C. ochrochlora</i>	X	X	X	X		
<i>C. subfimbriata</i>		X	X	X		
<i>Dermatocarpon</i> sp.1					X	
<i>Flavoparmelia caperata</i>	X		X	X	X	X
<i>F. rutidota</i>		X				X
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	X	X	X	X	X	X
<i>F. praesignis</i>		X	X	X	X	X
<i>F. soledica</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Heterodermia comosa</i>	X			X	X	X
<i>H. diademata</i>				X		
<i>H. isidiophora</i>					X	
<i>H. obscurata</i>					X	
<i>H. podocarpa</i>				X		
<i>H. rugulosa</i>					X	X
<i>H. speciosa</i>	X				X	
<i>H. tremulans</i>				X		
<i>Hypotrachyna arsenei</i>	X					
<i>H. cirrhata</i>	X	X	X			X
<i>H. lipidifera</i>	X	X				
<i>H. lividescens</i>	X		X	X	X	X
<i>H. neocirrhata</i>	X	X				
<i>H. neodissecta</i>				X	X	
<i>H. physcioidea</i>			X			
<i>H. pseudonepalensis</i>	X	X	X			
<i>H. pulvinata</i>	X	X	X			
<i>H. revoluta</i>	X	X	X	X	X	X

Tabla 4. Continuación.

<i>H. rockii</i>		X		X		
<i>H. sorocheila</i>		X	X			
<i>H. sublaevigata</i>		X				
<i>H. subplana</i>	X					
<i>H. thysanota</i>		X				
<i>Imshaugia placorodia</i>	X					
<i>Lasallia pensylvanica</i>				X		
<i>Leptogium azureum</i>					X	
<i>L. cyanescens</i>	X	X		X	X	X
<i>L. laceroides</i>	X					X
<i>L. rugosum</i>					X	
<i>L. saturninum</i>					X	X
<i>Leptogium</i> sp.1	X					
<i>Leucodermia leucomelos</i>				X		
<i>Pannaria</i> sp.1		X				
<i>Parmotrema arnoldii</i>	X	X	X			
<i>P. austrosinense</i>	X	X	X			
<i>P.</i> sp.1		X				
<i>P. crinitum</i>		X				X
<i>P. cristiferum</i>	X	X				X
<i>P. eurysacum</i>				X		X
<i>P. hababianum</i>			X			
<i>P. leucosemothetum</i>	X			X		
<i>P. margaritatum</i>		X				
<i>P. moreliense</i>		X				
<i>P. paramoreliense</i>		X	X			X
<i>P. perlatum</i>			X		X	X
<i>P. rampoddense</i>	X		X			
<i>P. reticulatum</i>	X		X	X	X	
<i>P. sancti-angeli</i>		X				
<i>P. stuppeum</i>	X	X	X	X		X
<i>Peltigera austroamericana</i>				X		
<i>P. collina</i>		X	X	X	X	

Tabla 4. Continuación.

<i>P. horizontalis</i>	X					
<i>P. neckeri</i>	X					
<i>P. neopolydactyla</i>		X				
<i>P. ponojensis</i>				X		
<i>P. praetextata</i>	X	X		X	X	
<i>P. rufescens</i>				X		
<i>Phaeophyscia endococcinodes</i>				X		
<i>Physcia aipolia</i>		X	X	X	X	X
<i>P. cinerea</i>				X	X	
<i>P. decorticata</i>					X	X
<i>P. erumpens</i>				X	X	X
<i>P. integrata</i>					X	X
<i>P. undulata</i>				X		
<i>Polyblastidium</i> sp.1		X		X		
<i>P. hypoleucum</i>				X		
<i>P. japonicum</i>	X	X	X	X		X
<i>Pseudevernia consocians</i>		X	X			
<i>P. intensa</i>			X			
<i>Punctelia bolliana</i>			X	X		
<i>P. borneri</i>		X	X	X		X
<i>P. bornerina</i>			X			
<i>P. caseana</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. graminicola</i>						X
<i>P. hypoleucites</i>	X	X	X	X	X	
<i>P. missouriensis</i>					X	X
<i>P. perreticulata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>P. reddenda</i>		X				X
<i>P. subpraesignis</i>			X			
<i>Ramalina asahinae</i>	X	X	X			
<i>R. dilacerata</i>	X	X	X			
<i>Stereocaulon pileatum</i>				X		
<i>Sticta beauvoisii</i>	X	X		X	X	X

Tabla 4. Continuación.

<i>S. fuliginosa</i>	X	X				X
<i>S. plumbeociliata</i>				X		
<i>Usnea columbiana</i>			X			
<i>U. praetervisa</i>				X		
<i>U. subfloridana</i>			X			
<i>U. subfusca</i>			X			
<i>Xanthoparmelia bihemispherica</i>				X		
<i>X. lineola</i>				X		
<i>X. mexicana</i>				X		
<i>X. subcumberlandia</i>				X		
TOTAL	40	45	39	51	33	34

Para ambos tipos de bosque, la forma de crecimiento foliosa fue la más diversa con 95 especies pertenecientes a los géneros *Candelaria* (1 spp.), *Canoparmelia* (1 spp.), *Cetrelia* (1 spp.), *Dermatocarpon* (1 spp.), *Flavoparmelia* (2 spp.), *Flavopunctelia* (3 spp.), *Heterodermia* (8 spp.), *Hypotrachyna* (15 spp.), *Imshaugia* (1 spp.), *Lasallia* (1 spp.), *Leptogium* (6 spp.), *Leucodermia* (1 spp.), *Pannaria* (1 spp.), *Parmotrema* (16 spp.), *Peltigera* (8 spp.), *Phaeophyscia* (1 spp.), *Physcia* (6 spp.), *Polyblastidium* (3 spp.), *Pseudevernia* (2 spp.), *Punctelia* (10 spp.), *Sticta* (3 spp.) y *Xanthoparmelia* (4 spp.); después la fruticosa con seis especies de los géneros *Usnea* (4 spp.) y *Ramalina* (2 spp.); y finalmente la compuesta con seis especies de los géneros *Cladonia* (5 spp.) y *Stereocaulon* (1 spp.) En el bosque de oyamel, la forma de crecimiento foliosa presentó 63 especies, la fruticosa cinco y la compuesta tres. En el bosque de encino, la forma de crecimiento foliosa presentó 65 especies, la fruticosa una y la compuesta seis.

11.3. Diversidad de las comunidades de macrolíquenes en la Sierra de Las Cruces

Considerando ambos tipos de muestreo, la familia Parmeliaceae fue la mejor representada con 11 géneros y 59 especies, seguida por la familia Physciaceae con cinco géneros y 19 especies para la sierra. Las familias Candelariaceae, Pannariaceae, Stereocaulaceae, Umbilicariaceae y Verrucariaceae presentaron solo un género con una especie. Los géneros *Parmotrema* (16 spp.), *Hypotrachyna* (15 spp.) y *Punctelia* (10 spp.) presentaron el mayor número de especies. Los

géneros *Candelaria*, *Canoparmelia*, *Cetrelia*, *Dermatocarpon*, *Imshaugia*, *Lasallia*, *Leucodermia*, *Pannaria*, *Phaeophyscia* y *Stereocaulon* presentaron una sola especie (Tabla 5). Para ambos tipos de bosque, la familia Parmeliaceae se mantuvo como aquella con más géneros y especies, y en segundo lugar la familia Physciaceae.

En el bosque de *A. religiosa*, las familias Cladoniaceae, Collemataceae, Lobariaceae, Pannariaceae, Peltigeraceae y Ramalinaceae presentaron solo un género. La familia Pannariaceae fue la única que presentó un género con una sola especie. Los géneros con mayor número de especies fueron *Parmotrema* (15 spp.) e *Hypotrachyna* (14 spp.). Los géneros *Canoparmelia*, *Cetrelia*, *Imshaugia*, *Pannaria* y *Physcia* presentaron una sola especie (Tabla 5).

Referente al bosque de *Quercus* spp., las familias Candelariaceae, Stereocaulaceae, Umbilicariaceae y Verrucariaceae presentaron un género con una sola especie. Los géneros con mayor número de especies fueron *Parmotrema* (8 spp.), *Punctelia* (8 spp.) y *Heterodermia* (8 spp.) Los géneros *Candelaria*, *Dermatocarpon*, *Lasallia*, *Leucodermia*, *Phaeophyscia*, *Stereocaulon* y *Usnea* presentaron una sola especie (Tabla 5).

Tabla 5. Géneros y número de especies por familia en la Sierra de Las Cruces y tipo de bosque.

Familias	Géneros	Especies	Bosque	
			<i>Abies religiosa</i>	<i>Quercus spp.</i>
Candelariaceae	<i>Candelaria</i>	1	—	1
Cladoniaceae	<i>Cladonia</i>	5	3	5
Collemataceae	<i>Leptogium</i>	6	3	5
Lobariaceae	<i>Sticta</i>	3	2	3
Pannariaceae	<i>Pannaria</i>	1	1	—
Parmeliaceae	<i>Canoparmelia</i>	1	1	—
	<i>Cetrelia</i>	1	1	—
	<i>Flavoparmelia</i>	2	2	2
	<i>Flavopunctelia</i>	3	3	3
	<i>Hypotrachyna</i>	15	14	5
	<i>Imshaugia</i>	1	1	—
	<i>Parmotrema</i>	16	15	8
	<i>Pseudevernia</i>	2	2	—
	<i>Punctelia</i>	10	8	8
	<i>Usnea</i>	4	3	1
<i>Xanthoparmelia</i>	4	—	4	
Peltigeraceae	<i>Peltigera</i>	8	5	5
Physciaceae	<i>Heterodermia</i>	8	2	8
	<i>Leucodermia</i>	1	—	1
	<i>Phaeophyscia</i>	1	—	1
	<i>Physcia</i>	6	1	6
	<i>Polyblastidium</i>	3	2	3
Ramalinaceae	<i>Ramalina</i>	2	2	—
Stereocaulaceae	<i>Stereocaulon</i>	1	—	1
Umbilicariaceae	<i>Lasallia</i>	1	—	1
Verrucariaceae	<i>Dermatocarpon</i>	1	—	1

11.4. Índices de diversidad para las comunidades de macrolíquenes en la Sierra de Las Cruces

Como primera aproximación al tamaño de la diversidad de los macrolíquenes corticícolas de los bosques de *A. religiosa* y *Quercus* spp. bajo estudio, se calculó el índice de Simpson. Sus valores fueron muy cercanos a cero (≤ 0.33), lo que implica una baja probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a la misma especie. En otras palabras, con el índice de diversidad de Simpson se tuvo una diversidad alta para todas las localidades de muestreo al presentar valores muy cercanos a uno (≥ 0.67). Los valores obtenidos con el índice de Shannon-Weiner indican una diversidad media (1.36 a 3.5) para todas las localidades de muestreo. En todos los casos, el número de especies observadas fue mayor al número de especies efectivas o diversidad verdadera de orden uno. A nivel de bosque, tanto el de oyamel como el de encino tuvieron una diversidad alta, según el índice de Shannon-Weiner (> 3.5), al igual que con el índice de Simpson (≤ 0.33) (Tabla 6).

Tabla 6. Índices de diversidad para los macrolíquenes observados por localidad de muestreo y tipo de bosque. λ : índice de dominancia de Simpson; $1 - \lambda$: índice de diversidad de Simpson; H' : índice de equidad de Shannon-Weiner; 1D : diversidad verdadera de orden 1; ssp. obs.: especies observadas.

	λ	$1 - \lambda$	H'	1D	ssp. obs.
BA_L1	0.053	0.946	3.25	26	40
BA_L2	0.047	0.952	3.34	29	45
BA_L3	0.066	0.933	3.11	23	39
BQ_L1	0.047	0.952	3.42	31	51
BQ_L2	0.075	0.924	3.01	21	33
BQ_L3	0.076	0.923	2.95	20	34
<i>Abies religiosa</i>	0.044	0.955	3.56	36	71
<i>Quercus</i> spp.	0.046	0.953	3.54	35	72

La comparación del número de especies macrolíquénicas con los índices de Jaccard y Sørensen indicaron un recambio de especies de moderado (0.33 a 0.67) a alto (≤ 0.33) entre localidades de muestreo. En general, los sitios con el mismo tipo de vegetación fueron más parecidos entre sí con valores más altos. Para los dos índices, la mayor similitud se dio entre las localidades BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) con BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) y BQ_L2 (Parque Los Dinamos) con BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango). La menor similitud se dio entre las localidades BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) y BQ_L2 (Parque Los Dinamos). Con el índice de Jaccard en cuatro casos (BA_L1 y BA_L2; BA_L1 y BA_L3; BA_L2 y BA_L3; BQ_L2 y BQ_L3) se obtuvieron valores entre 0.33

y 0.67 indicando un recambio moderado y el resto alto (≤ 0.33) (Tabla 7). Con el índice de Sørensen todas las comparaciones entre localidades de muestreo presentaron valores entre 0.33 y 0.67 indicando un recambio moderado, a excepción de las localidades BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) y BQ_L2 (Parque Los Dinamos) con 0.33 (recambio alto) (Tabla 8).

Tabla 7. Índice de Jaccard para los macrolíquenes observados por localidad de muestreo. En el parte superior de la diagonal se muestra el número de especies compartidas y en la parte inferior el valor del índice de similitud de Jaccard (I_j).

I_j	BA_L1	BA_L2	BA_L3	BQ_L1	BQ_L2	BQ_L3
BA_L1		24	21	18	15	16
BA_L2	0.39		25	20	13	19
BA_L3	0.36	0.42		19	14	15
BQ_L1	0.24	0.26	0.26		21	19
BQ_L2	0.25	0.20	0.24	0.33		20
BQ_L3	0.27	0.31	0.25	0.28	0.42	

Tabla 8. Índice de Sørensen para los macrolíquenes observados por localidad de muestreo. En el parte superior de la diagonal se muestra el número de especies compartidas y en la parte inferior el valor del índice de similitud de Sørensen (I_s).

I_s	BA_L1	BA_L2	BA_L3	BQ_L1	BQ_L2	BQ_L3
BA_L1		24	21	18	15	16
BA_L2	0.56		25	20	13	19
BA_L3	0.53	0.59		19	14	15
BQ_L1	0.39	0.41	0.42		21	19
BQ_L2	0.41	0.33	0.38	0.50		20
BQ_L3	0.43	0.48	0.41	0.44	0.59	

11.5. Curvas de acumulación de especies para las comunidades de macrolíquenes en la Sierra de Las Cruces

La curva de acumulación de especies muestra que el número de estas aumenta con el número de transectos de muestreo. La curva no se asíntota y se mantiene por debajo de los estimadores calculados. Con los estimadores Chao_1 y Chao_2 las especies esperadas serían 159 y 151, y para Jacknife_1 y Jacknife_2 serían 148 y 169 (Fig. 11). Las curvas de acumulación de especies para ambos tipos de bosques tampoco alcanzan la asíntota y están por debajo de los estimadores no paramétricos.

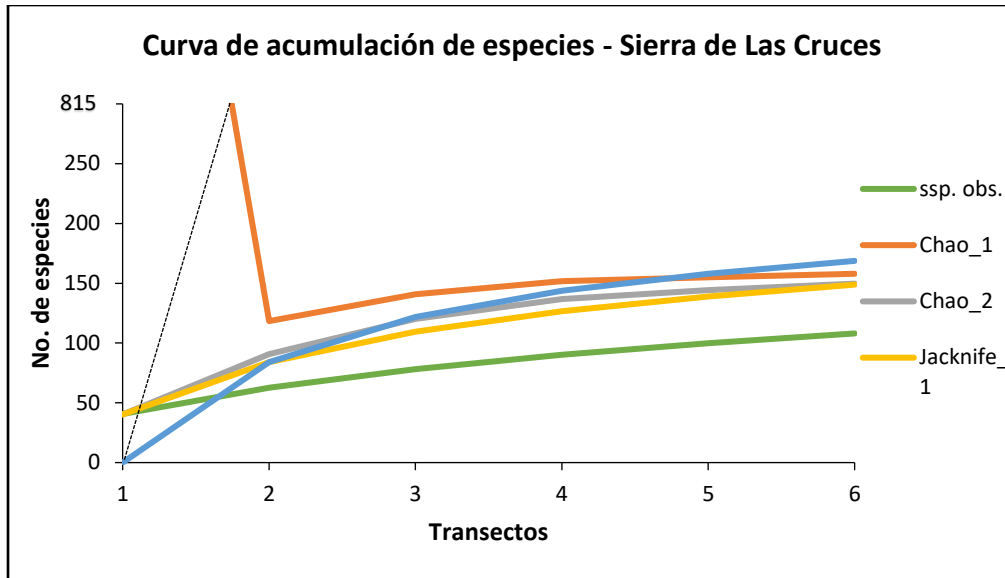


Figura 11. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes observados en la Sierra de Las Cruces. ssp. obs.: especies observadas.

Para el bosque de *A. religiosa*, con Chao_1 y Chao_2 las especies esperadas serían 101 y 91, y para Jacknife_1 y Jacknife_2 serían 95 y 103 (Fig. 12).

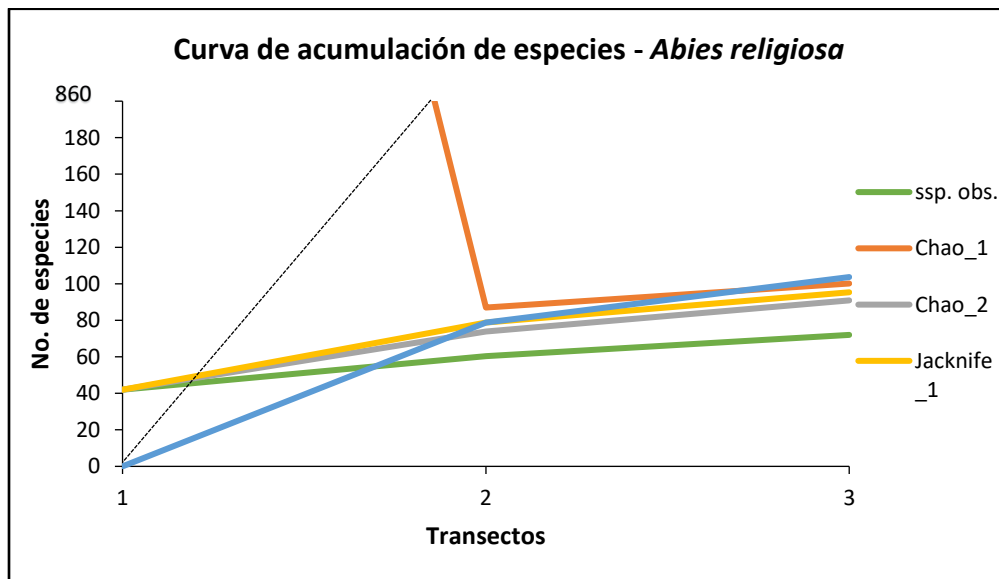


Figura 12. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes observados en el bosque de *Abies religiosa*. ssp. obs.: especies observadas.

Para el bosque de *Quercus* spp., con Chao_1 y Chao_2 las especies esperadas serían 113 y 100, y para Jacknife_1 y Jacknife_2 serían 99 y 109 (Fig. 13).

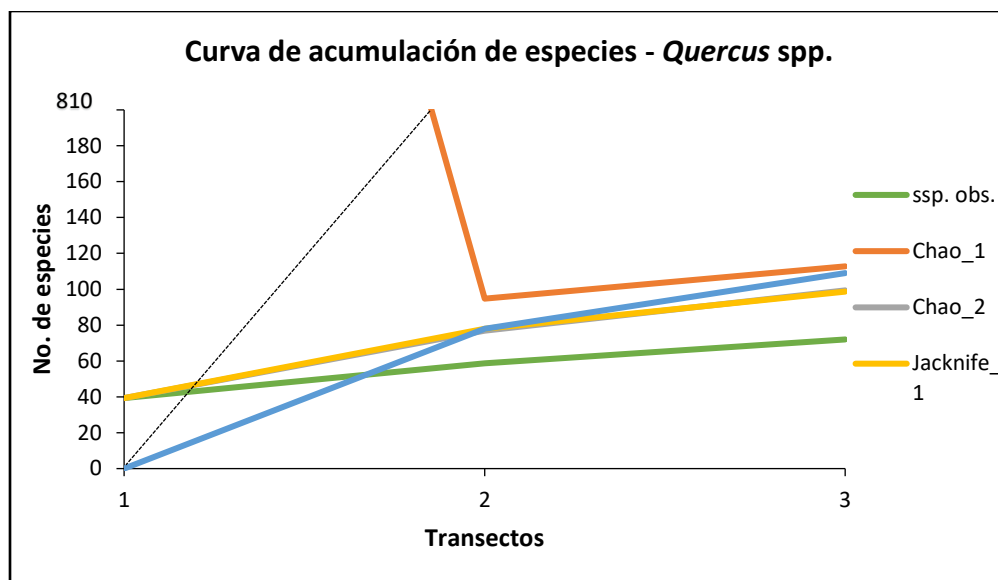


Figura 13. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes observados en el bosque de *Quercus* spp. ssp. obs.: especies observadas.

11.6. Diversidad de las comunidades de macrolíquenes corticícolas con base en coberturas

Al considerar únicamente las 38 especies de macrolíquenes corticícolas con medición de cobertura, se observó que la familia Parmeliaceae siguió siendo la mejor representada y en segundo lugar la familia Physciaceae tanto a nivel de sierra como por tipo de bosque. Las familias Candelariaceae, Collemataceae y Lobariaceae presentaron un género con una sola especie. Los géneros *Hypotrachyna* (7 spp.) y *Parmotrema* (6 spp.) presentaron el mayor número de especies. Los géneros con una sola especie fueron *Candelaria*, *Leptogium*, *Pseudevernia*, *Sticta* y *Usnea* (Tabla 9).

En el bosque de *A. religiosa*, se observaron 25 especies líquénicas. Los géneros con mayor número de especies fueron *Hypotrachyna* (6 spp.) y *Parmotrema* (5 spp.). Los géneros *Heterodermia*, *Pseudevernia* y *Usnea* presentaron una sola especie (Tabla 9).

Referente bosque de *Quercus* spp., se observaron 22 especies líquénicas. Los géneros con mayor número de especies fueron *Flavopunctelia* (3 spp.) y *Punctelia* (3 spp.). Los géneros con menor número de especies fueron *Candelaria*, *Heterodermia*, *Leptogium* y *Sticta* (1 spp.) (Tabla 9).

Tabla 9. Géneros y número de especies de macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por familia en la Sierra de Las Cruces y tipo de bosque.

Familias	Géneros	Especies	Bosque	
			<i>Abies religiosa</i>	<i>Quercus spp.</i>
Candelariaceae	<i>Candelaria</i>	1	—	1
Cladoniaceae	<i>Cladonia</i>	2	2	2
Collemaaceae	<i>Leptogium</i>	1	—	1
Lobariaceae	<i>Sticta</i>	1	—	1
Parmeliaceae	<i>Flavoparmelia</i>	2	—	2
	<i>Flavopunctelia</i>	3	2	3
	<i>Hypotrachyna</i>	7	6	2
	<i>Parmotrema</i>	6	5	2
	<i>Pseudevernia</i>	1	1	—
	<i>Punctelia</i>	4	3	3
	<i>Usnea</i>	1	1	—
Physciaceae	<i>Heterodermia</i>	2	1	1
	<i>Physcia</i>	2	—	2
	<i>Polyblastidium</i>	3	2	2
Ramalinaceae	<i>Ramalina</i>	2	2	—

11.7. Índices de diversidad para las comunidades de macrolíquenes corticícolas con base en coberturas

El índice de Simpson arrojó valores menores o iguales a 0.33 para casi todas las localidades de muestreo, indicando una probabilidad baja de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a la misma especie. La localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) con 0.361 indicó una diversidad media (0.33 a 0.67). Su inverso, el índice de diversidad de Simpson, indica que se tiene una diversidad alta en casi todas las localidades de muestreo, al presentar valores mayores o iguales a 0.67, con excepción de la localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) con 0.638 (0.33 a 0.67 diversidad media). En todos los casos, el número de especies observadas fue mayor al número de especies efectivas o diversidad verdadera de orden 1. Los valores del índice de Shannon-Weiner entre 1.36 y 3.5 indicaron una diversidad media para casi todas las localidades de muestreo. La localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) tuvo, en sentido estricto, una diversidad baja (0 a 1.35). A nivel de bosque, con el índice de Simpson se

mantuvo una diversidad alta para ambos tipos de vegetación al presentar valores bajos (≤ 0.33). Con el índice de Shannon-Weiner se tuvo una diversidad media (1.36 a 3.5) para ambos tipos de bosques (Tabla 10).

Tabla 10. Índices de diversidad para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por localidad de muestreo y tipo de bosque. λ : índice de dominancia de Simpson; $1 - \lambda$: índice de diversidad de Simpson; H' : índice de equidad de Shannon-Weiner; 1D : diversidad verdadera de orden 1; ssp. obs.: especies observadas.

	λ	$1 - \lambda$	H'	1D	ssp. obs.
BA_L1	0.239	0.760	1.83	7	16
BA_L2	0.217	0.782	1.87	7	11
BA_L3	0.234	0.765	1.69	6	11
BQ_L1	0.361	0.638	1.34	4	13
BQ_L2	0.197	0.802	1.80	7	10
BQ_L3	0.261	0.738	1.67	6	11
<i>Abies religiosa</i>	0.190	0.809	2.20	10	26
<i>Quercus spp.</i>	0.241	0.758	1.87	7	22

Con los índices de Jaccard y Sørensen, se observaron valores menores a 0.67 indicando un recambio de especies de moderado (0.33 a 0.67) a alto (≤ 0.33) entre localidades de muestreo. Para los dos índices la mayor similitud se dio entre las localidades BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) y BQ_L2 (Parque Los Dinamos). La menor similitud se dio entre las localidades BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) y BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México). Con el índice de Jaccard, todas las comparaciones entre localidades de muestreo presentaron valores menores o iguales a 0.33 indicando un recambio alto, a excepción de las localidades BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) y BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) con 0.38 (recambio moderado) y BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) y BQ_L2 (Parque Los Dinamos) con 0.43 (recambio moderado) (Tabla 11). Con el índice de Sørensen en ocho casos (BA_L1 y BQ_L3; BA_L2 y BQ_L1; BA_L2 y BQ_L2; BA_L2 y BQ_L3; BA_L3 y BQ_L1; BA_L3 y BQ_L2; BA_L3 y BQ_L3; BQ_L2 y BQ_L3) se obtuvieron valores menores o iguales a 0.33 indicando un recambio alto y el resto moderado (0.33 a 0.67) (Tabla 12).

Tabla 11. Índice de Jaccard para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por localidad de muestreo. En el parte superior de la diagonal se muestra el número de especies compartidas y en la parte inferior el valor del índice de similitud de Jaccard (I_j).

I_j	BA_L1	BA_L2	BA_L3	BQ_L1	BQ_L2	BQ_L3
BA_L1		6	5	8	6	4
BA_L2	0.28		4	2	2	3
BA_L3	0.22	0.22		3	3	2
BQ_L1	0.38	0.09	0.14		7	5
BQ_L2	0.30	0.10	0.16	0.43		3
BQ_L3	0.17	0.15	0.10	0.26	0.16	

Tabla 12. Índice de Sørensen para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas por localidad de muestreo. En el parte superior de la diagonal se muestra el número de especies compartidas y en la parte inferior el valor del índice de similitud de Sørensen (I_s).

I_s	BA_L1	BA_L2	BA_L3	BQ_L1	BQ_L2	BQ_L3
BA_L1		6	5	8	6	4
BA_L2	0.44		4	2	2	3
BA_L3	0.37	0.36		3	3	2
BQ_L1	0.55	0.16	0.25		7	5
BQ_L2	0.46	0.19	0.28	0.60		3
BQ_L3	0.29	0.27	0.18	0.41	0.28	

11.8. Curvas de acumulación de especies para las comunidades de macrolíquenes corticícolas con base en coberturas

Al considerar el número de árboles muestreados con las rejillas de medición por tipo de bosque, para el bosque de *A. religiosa*, la curva no se asintota y está por debajo de los estimadores. Con Chao_1 y Chao_2 se esperarían 26 y 38 especies, y para Jackknife_1 y Jackknife_2 se esperarían 36 y 42 especies (Fig. 14).

Para el bosque de *Quercus* spp., la curva no se asintota y está por debajo de los estimadores Jackknife_1 (31 spp. esperadas) y Jackknife_2 (35 spp. esperadas). Sin embargo, con Chao_1 y Chao_2 se esperarían 35 especies a los 23 árboles muestreados (Fig. 15).

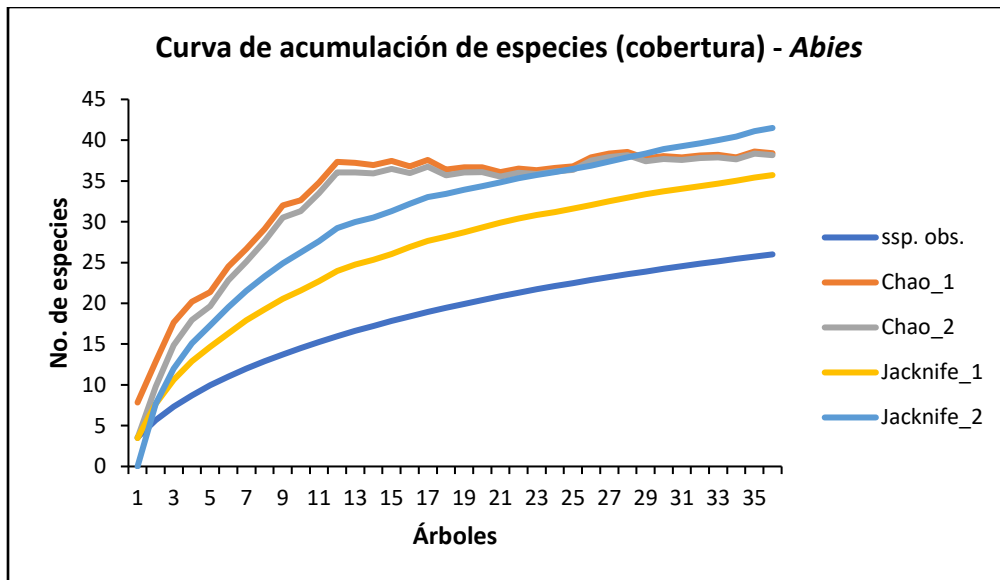


Figura 14. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas en el bosque de *Abies religiosa*. ssp. obs.: especies observadas.

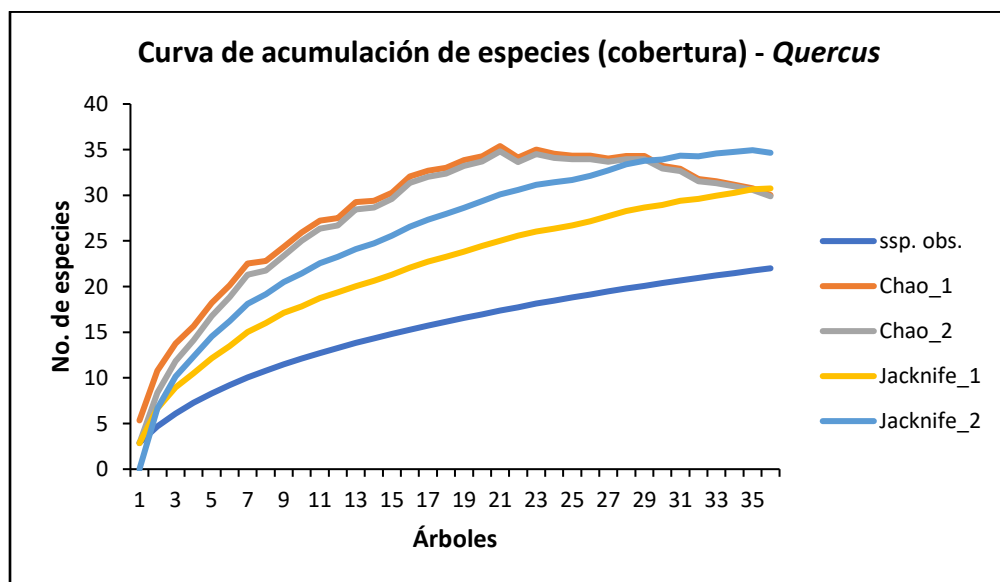


Figura 15. Curva de acumulación de especies para los macrolíquenes corticícolas con coberturas medidas en el bosque de *Quercus* spp. ssp. obs.: especies observadas.

11.9. Análisis de la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas

En el bosque de *A. religiosa*, el porcentaje de cobertura promedio por árbol para la localidad BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) fue de 31.78% (± 15.17); para la localidad BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El

Aguaje) de 29.20% (± 19.61); y para la localidad BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) de 22.18% (± 13.60) (Fig. 16).

Respecto al bosque de *Quercus* spp., el porcentaje de cobertura promedio por árbol para la localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) fue de 54.38% (± 26.40); para la localidad BQ_L2 (Parque Los Dinamos) de 26.65% (± 18.33); y para la localidad BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango) de 29.55% (± 19.48) (Fig. 16).

La prueba de Kruskal-Wallis indicó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre localidades de muestreo del bosque de oyamel para el porcentaje de cobertura por árbol, pero no así para el bosque de encino ($p < 0.05$). La prueba *post-hoc* indicó que la localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) del bosque de encino, fue la única en presentar diferencias significativas con el resto ($p < 0.05$).

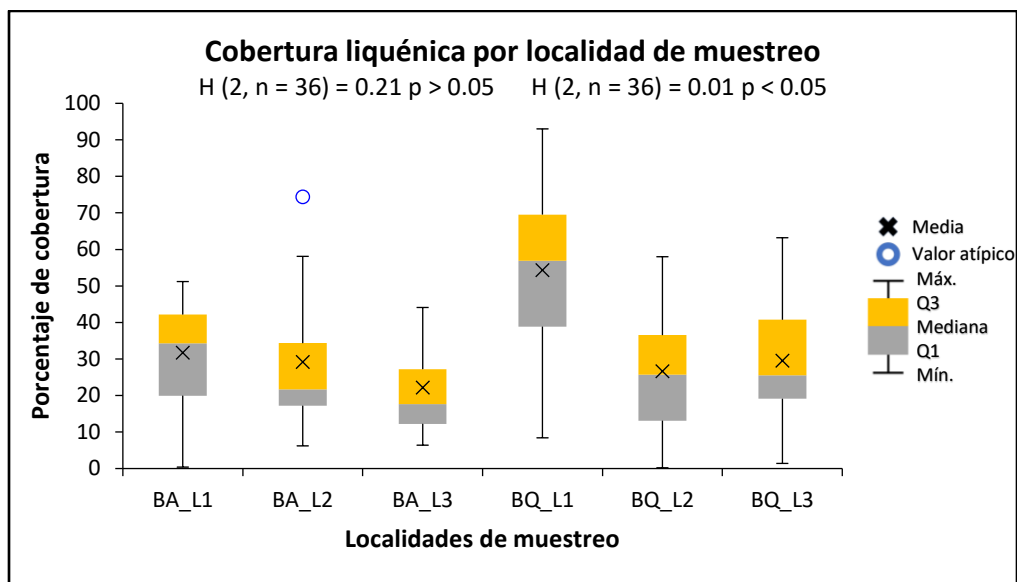


Figura 16. Gráficos de cajas y bigotes de la cobertura de macrolíquenes corticícolas por localidad de muestreo. Múltiplo de 1.5 para los valores atípicos. En la parte superior del gráfico se muestran los valores-p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis (H) por localidades de muestreo del mismo tipo de bosque.

En el bosque de *A. religiosa*, el número de especies promedio por árbol para la localidad BA_L1 (Parque Los Dinamos Ayla, criadero de truchas, adelante del 4to Dinamo) fue de 4 especies (± 2); para la localidad BA_L2 (Parque Ecoturístico Ejidal San Nicolás Totolapan. El Aguaje) de 3 especies (± 2); y para la localidad BA_L3 (Parque Los Dinamos, La Cieneguilla) de 4 especies (± 1) (Fig. 17).

Respecto al bosque de *Quercus* spp., el número de especies promedio por árbol para la localidad BQ_L1 (Parque Ecológico de la Ciudad de México) fue de 4 especies (± 1); para la localidad BQ_L2 (Parque Los Dinamos) de 3 especies (± 1); y para la localidad BQ_L3 (San Mateo Tlaltenango) de 3 especies (± 1) (Fig.17).

La prueba de Kruskal-Wallis indicó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre localidades de muestreo del mismo tipo de bosque para el número de especies.

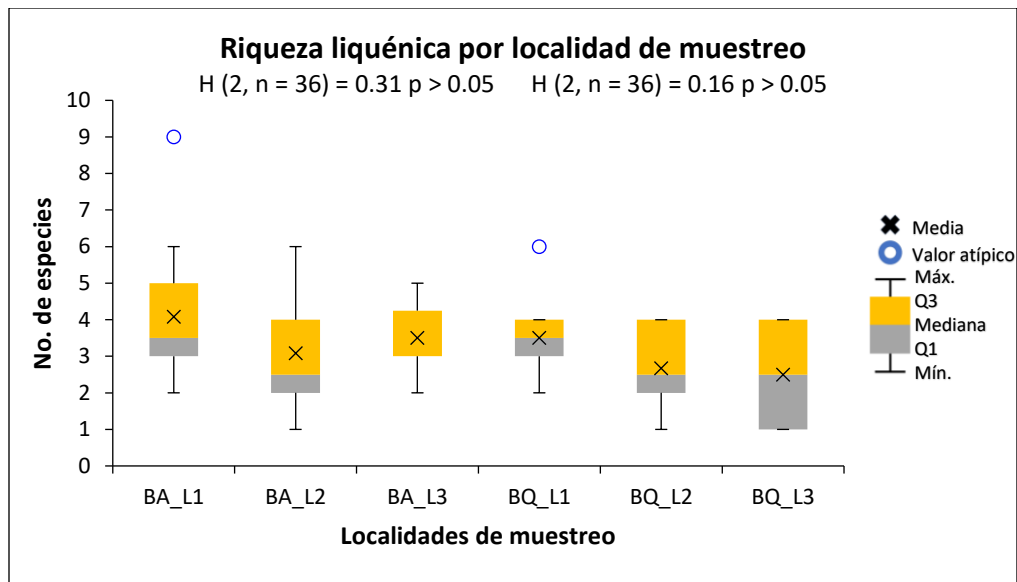


Figura 17. Gráficos de cajas y bigotes de la riqueza de macrolíquenes corticícolas por localidad de muestreo. Múltiplo de 1.5 para los valores atípicos. En la parte superior del gráfico se muestran los valores-p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis (H) por localidades de muestreo del mismo tipo de bosque.

Por tipo de bosque, el 50% de los datos del porcentaje de cobertura por árbol para el bosque de *A. religiosa* se encontraron entre el 16.77 y 38.30% con un promedio de 27.72 % (± 16.38) y para el bosque de *Quercus* spp., entre el 18.60 y 54.15% con un promedio de 36.86% (± 24.56). El 50% de los datos del número de especies por árbol se encontraron entre las 2 y 4 especies para el bosque de *A. religiosa* con un promedio de 3 especies (± 2) y para el bosque de *Quercus* spp., entre las 2 y 4 especies con un promedio de 3 especies (± 1). La prueba de Mann-Whitney indicó que no existen diferencias significativas ($p > 0.05$) entre ambos tipos de bosques para el porcentaje de cobertura y el número de especies por árbol.

11.10. Correlación de la estructura forestal con la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas

Para el bosque de *A. religiosa*, la correlación entre la cobertura y riqueza líquénica con el DAP, mediante el coeficiente de correlación de Spearman indicó una relación positiva muy débil (0 a 0.1) y una relación negativa media (0.25 a 0.5) con valores de 0.085 y -0.322, respectivamente. La prueba de hipótesis reveló que ambas relaciones no fueron significativas ($p = 0.621 > 0.05$ y $p = 0.054 > 0.05$). El porcentaje de cobertura no aumenta proporcionalmente con el DAP, y el número de especies no aumenta conforme menor sea el DAP (Fig. 18).

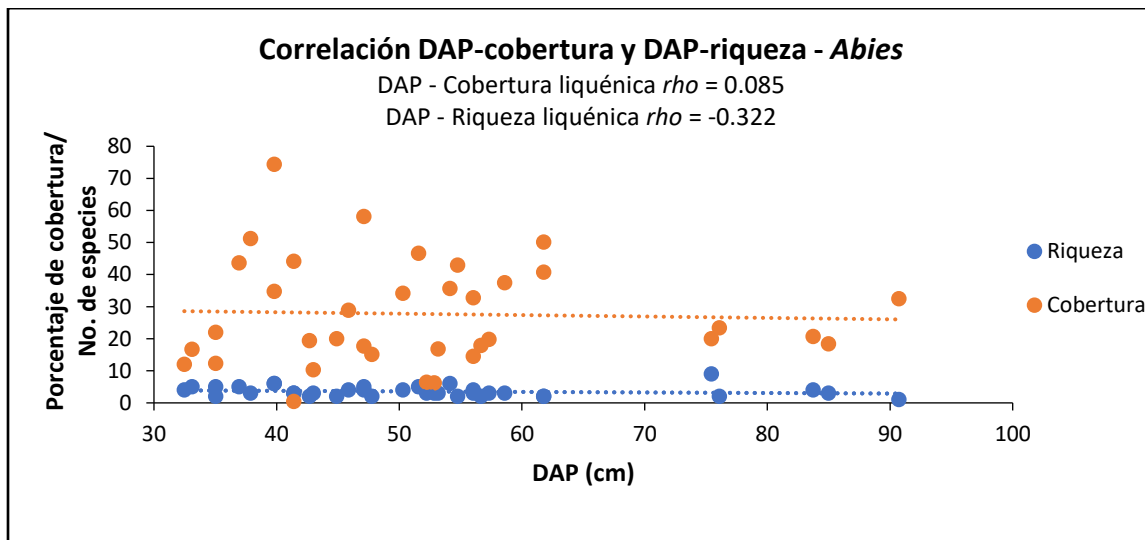


Figura 18. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto al DAP del bosque de *Abies religiosa*. En la parte superior del gráfico se muestra el coeficiente de correlación de Spearman (ρ) obtenido para la relación DAP-cobertura y DAP-riqueza líquénica.

Para el bosque de *A. religiosa*, la correlación entre la cobertura y riqueza líquénica con la CC, mediante el coeficiente de correlación de Spearman indicó una relación negativa muy débil (0 a 0.1) y una relación positiva débil (0.1 a 0.25) con valores de -0.058 y 0.196, respectivamente. La prueba de hipótesis reveló que ambas relaciones no fueron significativas ($p = 0.732 > 0.05$ y $p = 0.249 > 0.05$). El porcentaje de cobertura no aumenta conforme menor sea la CC, y el número de especies no aumenta proporcionalmente con la CC (Fig. 19).

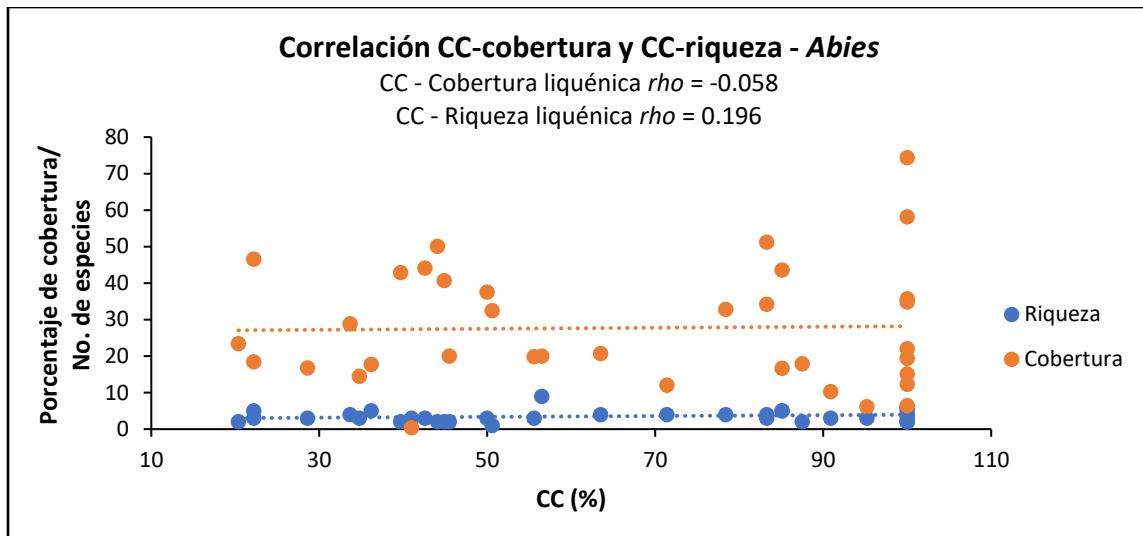


Figura 19. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la CC del bosque de *Abies religiosa*. En la parte superior del gráfico se muestra el coeficiente de correlación de Spearman (ρ) obtenido para la relación CC-cobertura y CC-riqueza líquénica.

Para el bosque de *A. religiosa*, la correlación entre la cobertura y riqueza líquénica con la DEN, mediante el coeficiente de correlación de Spearman indicó una relación negativa débil (0.1 a 0.25) y una relación negativa media (0.25 a 0.5) con valores de -0.131 y -0.322, respectivamente. La prueba de hipótesis reveló que ambas relaciones no fueron significativas ($p = 0.683 > 0.05$ y $p = 0.305 > 0.05$). El porcentaje de cobertura no aumenta conforme menor sea la DEN, y tampoco el número de especies (Fig. 20).

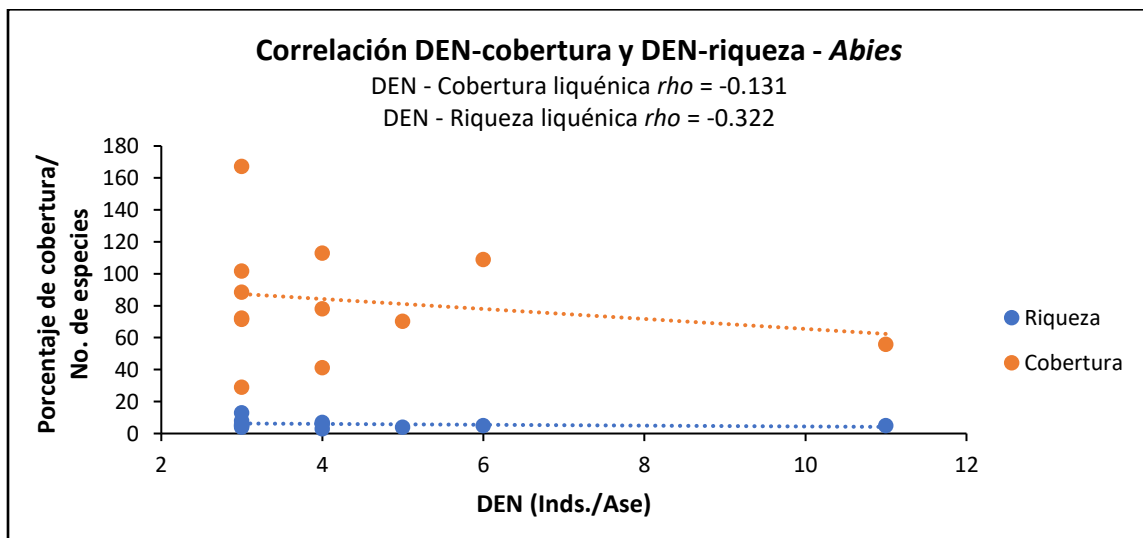


Figura 20. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la DEN del bosque de *Abies religiosa*. En la parte superior del gráfico se muestra el coeficiente de correlación de Spearman (ρ) obtenido para la relación DEN-cobertura y DEN-riqueza líquénica.

Para el bosque de *Quercus* spp., la correlación entre la cobertura y riqueza líquénica con el DAP, mediante el coeficiente de correlación de Spearman indicó una relación negativa media (0.25 a 0.5) y una relación positiva muy débil (0 a 0.1) con valores de -0.357 y 0.085, respectivamente. La prueba de hipótesis reveló que la relación DAP-cobertura líquénica fue significativa ($p = 0.032 < 0.05$), mientras que la relación DAP-riqueza líquénica no lo fue ($p = 0.621 > 0.05$). El porcentaje de cobertura aumenta conforme menor sea el DAP y viceversa, y que el número de especies no aumenta de manera proporcional con el DAP (Fig. 21).

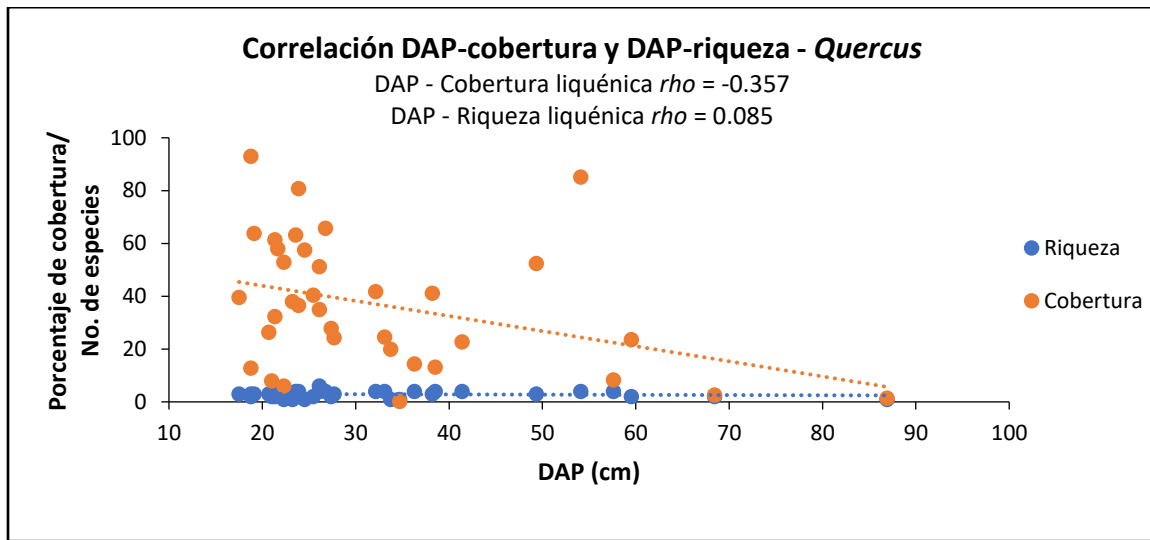


Figura 21. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto al DAP del bosque de *Quercus* spp. En la parte superior del gráfico se muestra el coeficiente de correlación de Spearman (ρ) obtenido para la relación DAP-cobertura y DAP-riqueza líquénica.

Para el bosque de *Quercus* spp., la correlación entre la cobertura y riqueza líquénica con la CC, mediante el coeficiente de correlación de Spearman, indicó una relación negativa media (0.25 a 0.5) y una relación negativa débil (0 a 0.1) con valores de -0.441 y -0.104, respectivamente. La prueba de hipótesis reveló que la relación CC-cobertura líquénica fue significativa ($p = 0.007 < 0.05$), mientras que la relación CC-riqueza líquénica no lo fue ($p = 0.545 > 0.05$). El porcentaje de cobertura aumenta conforme menor sea la CC y viceversa, y el número de especies no aumenta conforme menor sea la CC (Fig. 22).

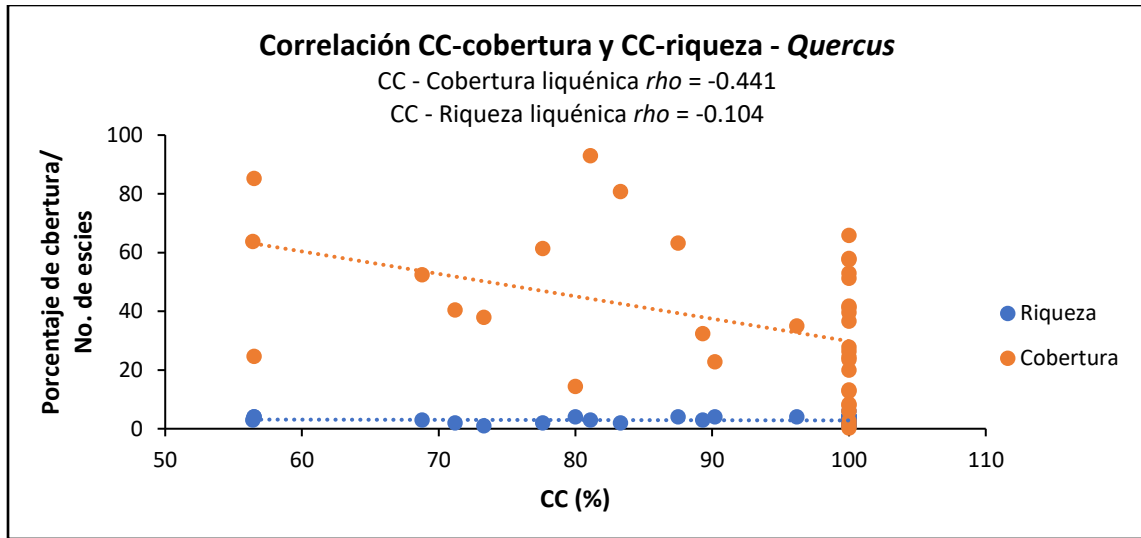


Figura 22. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la CC del bosque de *Quercus* spp. En la parte superior del gráfico se muestran los coeficientes de correlación de Spearman (ρ) obtenidos para las relaciones CC-cobertura y CC-riqueza líquénica.

Para el bosque de *Quercus* spp., la correlación entre la cobertura y riqueza líquénica con la DEN, mediante el coeficiente de correlación de Pearson indicó una relación positiva media (0.25 a 0.5) y una relación negativa considerable (0.5 a 0.75) con valores de -0.327 y -0.504, respectivamente. La prueba de hipótesis reveló que ambas relaciones no fueron significativas ($p = 0.299 > 0.05$ y $p = 0.094 > 0.05$). El porcentaje de cobertura no aumenta proporcionalmente con la DEN y el número de especies no aumenta conforme menor sea la DEN (Fig. 23).

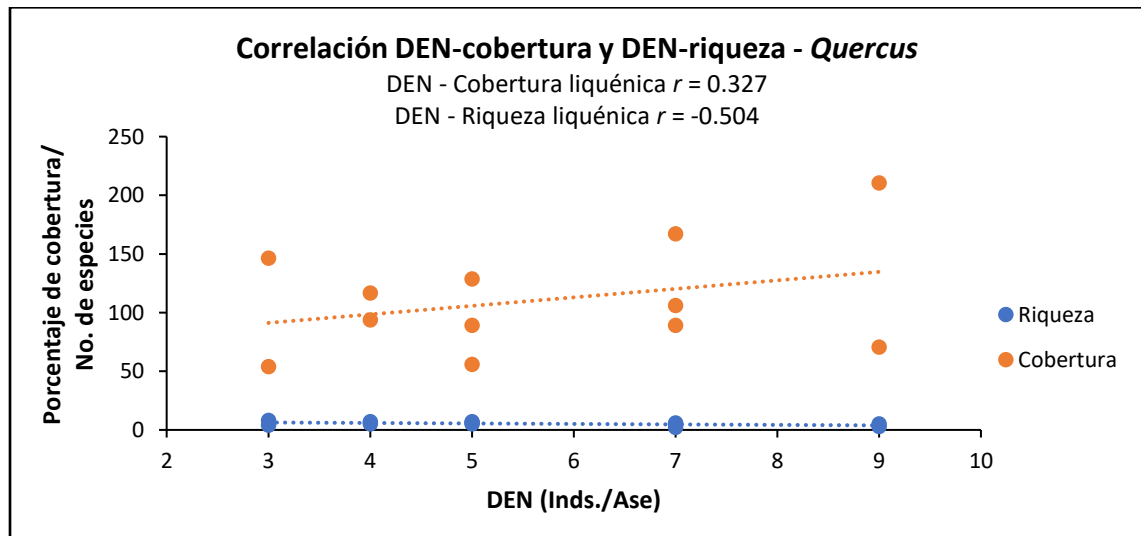


Figura 23. Gráfico de dispersión entre la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas con respecto a la DEN del bosque de *Quercus* spp. En la parte superior del gráfico se muestra el coeficiente de correlación de Pearson (r) obtenido para la relación DEN-cobertura y DEN-riqueza líquénica.

11.11. Efecto de la estructura forestal en la cobertura y riqueza de las comunidades de macrolíquenes corticícolas

El análisis NMS indicó la posición relativa de cada punto de muestreo de los transectos y de cada especie con medición de cobertura respecto al resto basado en los valores de cobertura y riqueza (presencia-ausencia) de macrolíquenes corticícolas medidos por punto de muestreo. Considerando la cobertura líquénica (última corrida con 71 iteraciones, estrés de 9.06 e inestabilidad de cero para una solución de tres dimensiones) el análisis distinguió la formación de dos grupos según el tipo de bosque. El primero agrupa los puntos de muestreo pertenecientes al bosque de *A. religiosa* a la derecha y el segundo aquellos pertenecientes al bosque de *Quercus* spp. a la izquierda del plano (Fig. 24). Las especies que se ordenaron del lado del bosque de oyamel son *Cladonia coniocraea*, *C. ochrochlora*, *H. speciosa*, *Hypotrachyna cirrhata*, *H. lipidifera*, *H. neocirrhata*, *H. pseudonepalensis*, *H. pulvinata*, *Parmotrema arnoldii*, *P. austrosinense*, *P. rampoddense*, *P. reticulatum*, *P. stuppeum*, *Punctelia caseana*, *P. hypoleucites*, *Pseudevernia consocians*, *Polyblastidium* sp.1, *Ramalina asahinae*, *R. dilacerata* y *Usnea columbiana*. Las especies que se ordenaron del lado del bosque de encino son *Candelaria concolor*, *Flavoparmelia caperata*, *F. rutidota*, *Flavopunctelia flaventior*, *F. praesignis*, *F. soledica*, *Heterodermia tremulans*, *Hypotrachyna neodissecta*, *H. revoluta*, *Leptogium saturninum*, *Parmotrema paramoreliense*, *Physcia docorticata*, *P. erumpens*, *Polyblastidium hypoleucum*, *P. japonicum*, *Punctelia bolliana*, *P. perreticulata* y *Sticta beauvoisii* (Fig. 25). Considerando la riqueza líquénica (última corrida con 58 iteraciones, estrés de 8.27 e inestabilidad de cero para una solución de tres dimensiones) el análisis siguió distinguiendo la formación de dos grupos según el tipo de bosque. En este caso, el bosque de *Quercus* spp. a la derecha y el bosque de *A. religiosa* a la izquierda del plano (Fig. 24). Las especies que se ordenaron de forma diferente fueron *Hypotrachyna revoluta* y *Parmotrema paramoreliense* en el bosque de oyamel, y *Cladonia ochrochlora* en el bosque de encino (Fig. 25).

En ambos casos, los puntos de muestreo correspondientes al bosque de *A. religiosa* tienen una distribución más relacionada con el DAP y los del bosque de *Quercus* spp. con la CC. La ordenación basada en la riqueza líquénica mostró que el punto de muestreo con menor relación con el DAP para oyamel, fue el I-C. La ordenación basada en la cobertura líquénica mostró que *Parmotrema stuppeum* tiene la menor relación con el DAP para oyamel. La ordenación basada en

la riqueza líquénica mostró que *Hypotrachyna revoluta* y *Ramalina dilacerata* tienen la menor relación con el DAP para oyamel, y *Cladonia Ochrochlora* con la CC para encino.

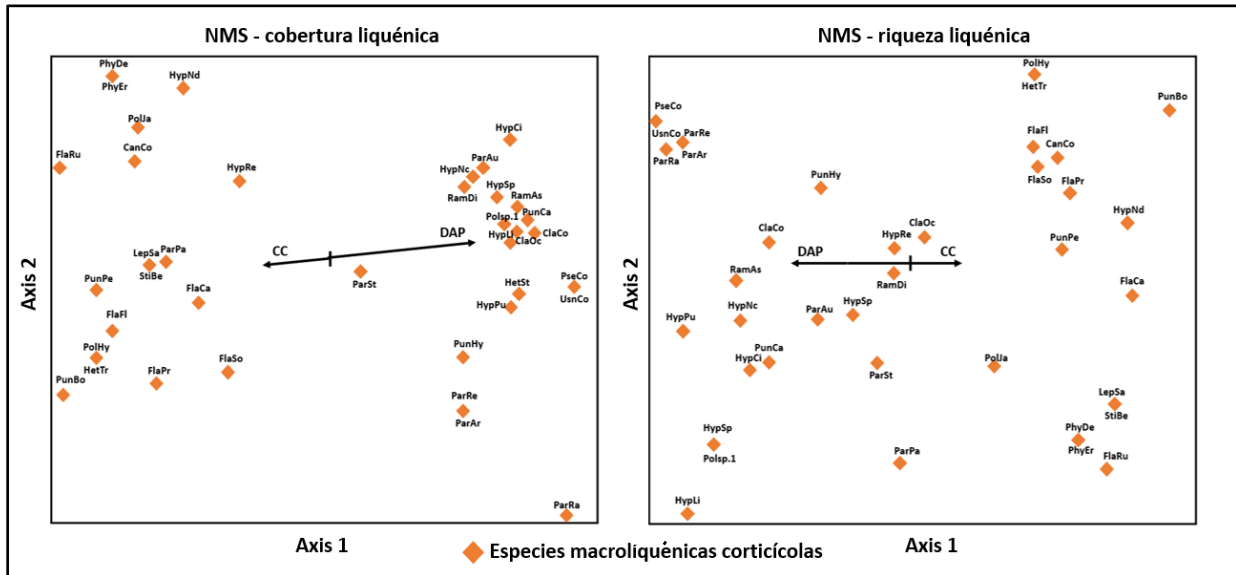


Figura 24. Gráficos de dispersión obtenidos del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS) basados en la cobertura (izquierda) y riqueza (presencia-ausencia) (derecha) de especies de macrolíquenes corticólicas medidas mediante el muestreo sistemático por punto de muestreo. Los vectores indican la correlación de segundo eje con los caracteres cuantitativos de estructura forestal.

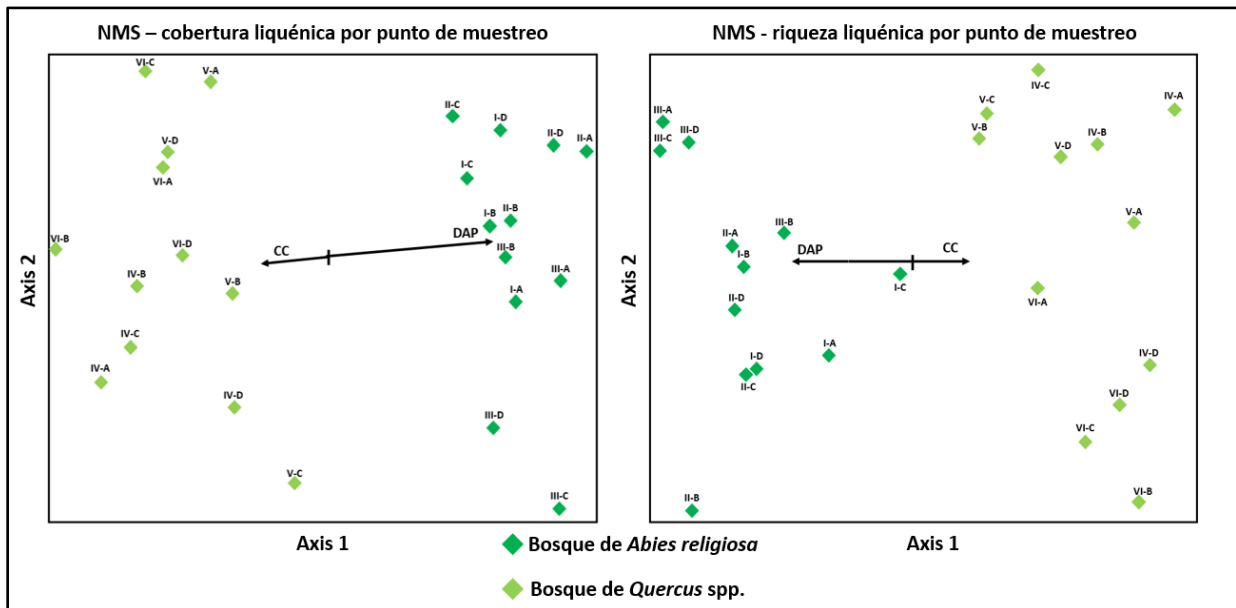


Figura 25. Gráficos de dispersión obtenidos del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMS) basados en la cobertura (izquierda) y riqueza (presencia-ausencia) (derecha) de macrolíquenes corticólicas por punto de muestreo. Los vectores indican la correlación de segundo eje con los caracteres cuantitativos de estructura forestal.

XII. Discusión

La estructura forestal influye en las comunidades liquénicas a través de las condiciones ambientales que crea, llegando a influir en la abundancia y riqueza de especies. Esto lo observamos a través del porcentaje de cobertura y número de especies observados en los árboles muestreados. Cada tipo de bosque presenta características particulares que determinan la disponibilidad de espacio, exposición a la luz y facilidad para la dispersión y establecimiento de ciertas formas de crecimiento y especies.

12.1. Estructura forestal

El diámetro a la altura del pecho de los árboles del bosque de *A. religiosa* fue mayor, como se esperaba, en comparación con los del bosque de *Quercus* spp., pero al contrario ocurrió con la cobertura de copa. Rzedowski y Rzedowski (2005) mencionan que los encinares arbóreos de las zonas montañosas del Valle de México son moderadamente densos, mientras que los bosques de oyamel son densos. Nava-López (2003) reportó que los bosques de oyamel en la Cuenca del Río Magdalena son homogéneos por las coberturas arbóreas que alcanzan valores altos reflejando un bosque sumamente denso y los bosques mixtos y de *Quercus* spp. son menos densos, pero también, en general, con altos valores de cobertura. Con esto, se esperaría observar doseles más cerrados en *Abies* que en *Quercus*. De acuerdo con información del INEGI (2017), la cobertura arbórea se puede clasificar según su porcentaje de cobertura en: cerrada (mayor a 40%), abierta (10 a 40%) y sin cobertura (menor a 10%). A nivel de bosque, se obtuvieron valores de 61.4% y 84.1% de cobertura para los bosques de oyamel y encino, respectivamente. Así, ambos tipos de bosques tendrían una cobertura arbórea cerrada.

Respecto a la densidad del bosque, al estimar este carácter, se esperaría tener aproximadamente 337 y 1 038 árboles por hectárea para el bosque de *A. religiosa* y *Quercus* spp., respectivamente. Esta diferencia entre bosques podría deberse a un mayor número de árboles extra, observados al interior de las superficies evaluadas en los puntos de muestreo del bosque de encino. Hernández-Álvarez *et al.* (2021) obtuvieron resultados similares para las poblaciones de *A. religiosa* ubicadas en el Parque Nacional El Chico (454 Inds./ha), Ejido El Cerezo (452 Inds./ha) y Ejido Xolostitla (600 Inds./ha) en el estado de Hidalgo. Los bosques de encinos suelen ser más densos. Por ejemplo, Encina-Domínguez *et al.* (2009) reportaron una densidad total del arbolado

adulto de 4 448 árboles por hectárea en los encinares de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, identificando dos grandes grupos: uno de *Q. greggii* – *Q. mexicana* (2 380 a 2 600 m de altitud) con 2 277 árboles por hectárea y otro de *Q. saltillensis* – *Q. laeta* (2 000 a 2 300 m de altitud), con 2 346 árboles por hectárea. Además, concluyen, al igual que Vásquez y Givnish (1998), que los bosques de encino a bajas altitudes son más deciduos y con doseles más abiertos, lo que permite mayor incidencia de radiación solar en los estratos inferiores que aquellos encinares distribuidos a mayores altitudes, que son más densos y perennifolios. En este trabajo, todas las localidades de muestreo del bosque de *Quercus* spp. se localizan por encima de los 2 500 m de altitud, en consecuencia, se obtuvieron valores de cobertura y densidad altos.

12.2. Taxonomía y diversidad

La revisión del material recolectado permitió la determinación de 107 especies de líquenes, de las cuales, 43 son nuevos registros para la Ciudad de México y cuatro también serían nuevos registros para el país. Si bien estos números son considerables, es importante tomar en cuenta que este trabajo incluyó sitios de muestreo que aún faltaban, por ser o volver a ser recolectadas en la Sierra de Las Cruces. Ejemplares únicos o por confirmar serán trabajados en estudios posteriores, para contribuir en la actualización de los listados de especies tanto de la ciudad como del país.

Hasta el 2014 se tenían 280 especies reportadas para la Ciudad de México, con recolectas procedentes principalmente del Parque Nacional Desierto de Los Leones (Gibert, 1935; Carrillo-Padron, 1993; Cantoral-Herrera, 1986; Zambrano *et al.*, 2000; Zambrano *et al.*, 2002), la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (Herrera-Campos y Lücking, 2009; Alva-Salazar, 2019) y una localidad de bosque de *Abies* en Topilejo, Tlalpan (Altamirano-Mejía, 2012). Las entidades de la región centro-sur, Morelos, Estado de México y Ciudad de México concentran 446 especies de líquenes, siendo esta última la que registra el mayor número. Pese a esto, se ha recalcado la necesidad de una revisión más detallada de los reportes de especies realizados para la capital durante las primeras décadas del siglo XX (Herrera-Campos *et al.*, 2014).

Se encontró que la familia Parmeliaceae fue la mejor representada en ambos tipos de bosque con el 42.3% de los géneros y el 55.1% de las especies y que la familia Physciaceae fue la segunda con el 19.2% de los géneros y el 17.8% de las especies observadas. Herrera-Campos *et al.* (2014) ya habían reportado que las familias Parmeliaceae (48 géneros y 519 especies) y Physciaceae

(24 géneros y 290 especies), son las que presentan la mayor riqueza líquénica para los bosques templados en México. Esto mismo se sigue observando para ambos bosques de esta serranía.

Los índices de diversidad y otros estimadores no paramétricos de los oyameles y encinares estudiados, sugieren que el número de especies en el área de estudio es aún mayor. Índices de dominancia de Simpson bajos indican un alto número de especies. El índice de equidad de Shannon-Weiner indica una diversidad media, pero muy cercana a ser alta. Así mismo, se observa que las localidades de muestreo se parecen más entre ellas en sus comunidades de macrolíquenes corticícolas cuando pertenecen al mismo tipo de vegetación, principalmente, aquellas correspondientes al bosque de oyamel, ya que presentan valores más cercanos a uno con los índices de similitud. En vegetaciones similares, cercanas a la Ciudad de México, Altamirano-Mejía (2012) también observó, con el índice de Sørensen, una baja similitud de especies (≤ 0.33) al comparar transectos de muestro entre bosques de *Abies*, *Pinus* y *Quercus*.

Por otro lado, el índice de diversidad de Simpson arrojó que la diversidad de las comunidades líquénicas con base en coberturas, mantienen una diversidad alta; sin embargo, fue media con el índice de equidad de Shannon-Weiner. Mientras que, con los índices de similitud de Jaccard y Sørensen, se mantuvo la misma tendencia a tener una mayor similitud entre localidades de muestreo pertenecientes al mismo tipo de bosque. Utilizando un método de muestreo similar, Zambrano *et al.* (2000) obtuvieron que la similitud de especies de líquenes epífitos entre el Parque Nacional El Chico y el Parque Nacional Desierto de Los Leones fue de 0.54 y que los valores de Shannon-Weiner fueron de 2.1 para El Chico y 1.6 para el Desierto de Los Leones. En encinares de la Sierra de Guadalupe, Ruiz-Cazares (2016) encontró valores, en cierta manera parecidos, con el índice de Simpson una diversidad moderadamente baja o media con base en sus cuadrantes de medición y con el índice de Shannon-Wiener una diversidad media a baja.

12.3. Correlación y efecto de la estructura forestal en la cobertura y riqueza líquénica

Tanto el porcentaje de cobertura como el número de especies de las comunidades de macrolíquenes corticícolas medidas en *Abies*, mostraron relaciones débiles hasta medias y no significativas con el DAP, mientras que, en *Quercus*, la relación DAP-cobertura líquénica fue media, significativa e inversa, siendo el bosque con mayor porcentaje de cobertura líquénica. No así, para la relación DAP-riqueza líquénica. Respecto al número de especies por el DAP de los árboles,

Johansson *et al.* (2007) mencionan que el diámetro de los troncos está correlacionado con el número de especies líquénicas, debido a un efecto especie-área, es decir, entre más grandes sean los troncos, hay una mayor probabilidad de que estos sean colonizados por líquenes. Sin embargo, Ruiz-Cazares (2016), Sánchez-Téllez (2016) y León-González y Pérez-Pérez (2020) encontraron relaciones débiles y no significativas entre el DAP de los troncos de los árboles y la riqueza líquénica, pues los árboles con mayor DAP o más viejos, no necesariamente exhibían el mayor número de especies.

Se deben realizar más estudios ecológicos para entender la relación de la diversidad líquénica con caracteres de la estructura forestal considerando otro tipo de características que podrían afectar el establecimiento de distintas especies en diferentes momentos (Simijaca *et al.*, 2018; León-González y Pérez-Pérez, 2020). Por ejemplo, Lie *et al.* (2009) mencionan que la riqueza de especies se correlaciona con la edad del árbol, en tanto que la composición se asocia a la historia del bosque. Esto es reafirmado por Sánchez-Girón (2022) al encontrar más taxa comunes en árboles jóvenes y más exclusivas en árboles maduros en bosques de *Quercus*.

Sobre la CC, en el bosque de *A. religiosa*, la relación CC-cobertura líquénica y la relación CC-riqueza líquénica fueron débiles y no significativas. En el bosque de *Quercus* spp., la relación CC-cobertura líquénica fue media, inversa y significativa. No así, para la relación CC-riqueza líquénica. Lo obtenido para *Quercus*, coincide con lo encontrado por Ruiz-Cazares (2016) quien menciona que, el tamaño de la copa de los árboles mostró una relación fuerte y significativa con la riqueza líquénica en un bosque de encino del Parque Estatal Sierra de Guadalupe. A su vez, Upadhyay *et al.* (2018) mencionan que el porcentaje de cobertura del dosel fue el factor clave que explica la composición y diversidad de macrolíquenes sobre encinos en un bosque de alta montaña en la India, por las condiciones microclimáticas que se generan cómo pueden ser altos niveles de humedad y bajos de luz.

La relación entre la DEN y el porcentaje de cobertura y número de especies líquénicas fueron débiles hasta considerables y no significativas en ambos tipos de bosques. En este sentido, Pérez-Pérez *et al.* (2011) señalan que la distancia entre los árboles es un factor limitante para la dispersión de la flora líquénica epífita y aseveran que, a mayor número de árboles y desechos leñosos gruesos en los bosques, la dispersión y establecimiento de las comunidades líquénicas se ve facilitada. De igual manera, Ramírez-Juárez (2015) menciona que forófitos más separados entre

sí, generan claros más grandes con mayor incidencia solar, lo que afecta el establecimiento de las comunidades liquénicas corticícolas.

En torno a las relaciones entre los caracteres de la estructura forestal y la cobertura y riqueza de macrolíquenes corticícolas medidos, se debe recordar que altos o bajos índices de correlación estadística no necesariamente indican causalidad. Sobre todo, en estudios de ciencias biológicas, donde se debe considerar la naturaleza de los organismos con los que se trabaja. En este caso, a pesar de encontrar relaciones débiles o muy débiles y en la mayoría de los casos no significativas, los caracteres de la estructura forestal sí contribuyen a determinar la cantidad de luz o humedad. Por tanto, también a la formación de microhábitats para las comunidades macrolíquénicas corticícolas. Distintas variables microclimáticas, en especial la intensidad lumínica y el grado de humedad, influyen en la riqueza, abundancia, composición y distribución de los líquenes epífitos (McCune *et al.*, 1997, 2000; Soto *et al.*, 2012; Simijaca *et al.*, 2018). Esto resulta en una variedad de condiciones microambientales a lo largo de los troncos de los árboles que son determinantes para el establecimiento y desarrollo de las comunidades liquénicas corticícolas (Kuusinen, 1994; Kivisto y Kuusinen, 2000; Li *et al.*, 2015). Por ejemplo, Sánchez-Téllez (2016) observó un mayor número de cianolíquenes en los primeros 100 cm de altura de los troncos de los árboles, al preferir sitios con mayor humedad y menor exposición a la luz. McCune *et al.* (1997) indicó algo similar; los cianolíquenes son más sensibles a la luz, además de que esta radiación solar está relacionada con el grado de cobertura del dosel. Kuusinen (1994) menciona que la diversidad de líquenes epífitos puede ser afectada por áreas expuestas a una mayor incidencia de luz, lo cual se relaciona con doseles más abiertos y la densidad de árboles en el bosque. En la Sierra de Las Cruces, el bosque de encino presentó una mayor diversidad y abundancia de cianolíquenes (*Leptogium* (5 spp.), *Peltigera* (5 spp.) y *Sticta* (3 spp.)) que el bosque de oyamel (*Leptogium* (3 spp.), *Peltigera* (5 spp.) y *Sticta* (2 spp.)).

Bosques maduros y mejor conservados presentan una mayor cobertura y riqueza de líquenes por mantener una estructura forestal que propicia mejores condiciones para el desarrollo de las comunidades liquénicas epífitas. Esto debido a doseles más cerrados que permiten una mejor regulación de la incidencia de luz y ayudan a mantener la humedad, mientras que una mayor densidad de árboles, facilitan la dispersión y establecimiento de los líquenes (Zambrano *et al.*, 2000; Pérez-Pérez *et al.*, 2008, 2011; Sánchez-Téllez, 2016; Tlalmis-Corona, 2016).

Para la Sierra de Las Cruces, el mayor número de especies fruticosas (3 spp. de *Usnea* y 2 spp. de *Ramalina*) se registró en el bosque de oyamel, particularmente, aquel con menor CC y DEN. El mayor número de especies foliosas (65 spp.) se registró en el bosque de encino, aquel con mayor CC y DEN. Con relación a lo anterior, Woda *et al.* (2006) mencionan que los talos foliosos son más frecuentes en áreas con menor incidencia de luz y por consiguiente mayor humedad, mientras que los líquenes fruticosos son más tolerantes por lo que se encuentran ubicados en las zonas más abiertas e iluminadas. En adición a esto, Castillo-Campos *et al.* (2019) señalan que la distribución de los líquenes en los troncos de los árboles no es homogénea, al estar sujeta a la preferencia de ciertas especies por zonas más sombreadas y húmedas y otras por zonas más iluminadas y secas (*Ramalina* o *Usnea*), resultado de las condiciones del tipo de bosque. Otro ejemplo de lo anterior lo proporciona Altamirano-Mejía (2012), quien encontró en tres tipos de vegetación cercanos a la Ciudad de México, que en los bosques de *Abies* y *Pinus* con mayor incidencia de luz, predominan especies con más formas de crecimiento fruticosa (*Ramalina*, *Teloschistes* y *Usnea*), mientras que los líquenes foliosos son más comunes en el bosque de *Quercus* con un dosel más cerrado y con menor incidencia de luz.

Al aplicar el análisis NMS se observó que los puntos de muestreo se agruparon de acuerdo con el tipo de bosque al que pertenecían, indicando que el tipo de vegetación es una variable por considerar para entender la diversidad y composición de las comunidades de macrolíquenes corticícolas entre distintos tipos de bosques. Castillo-Campos *et al.* (2019) mencionan que la presencia de líquenes corticícolas y su éxito en algunas áreas depende del tipo de bosque, la composición de especies arbóreas, características de la corteza y la estructura del bosque, así como de factores microclimáticos (disponibilidad de luz y agua). Aunado a esto, Li *et al.* (2013) señalan que el número, composición y cobertura de líquenes difieren entre distintos tipos de bosque, atribuyendo esto a variables del hábitat como la apertura del dosel y el tipo, edad, diámetro, altura y densidad de los forófitos.

La estructura forestal, así como el tipo y características de los forófitos, inciden en el establecimiento, desarrollo y dispersión de las comunidades de líquenes corticícolas, al crear condiciones microclimáticas favorables, lo cual se refleja en presencia, diversidad y composición (Pérez-Pérez *et al.*, 2008; Altamirano-Mejía, 2012; Ramírez-Juárez, 2015; Sánchez-Girón, 2022). Asimismo, Ruiz-Cazares (2016) menciona que es necesario realizar más estudios, enfocándose de manera más detallada en las interacciones entre forófitos y líquenes y medir parámetros

ambientales/microambientales para describir mejor su comportamiento en un hábitat/microhábitat determinado.

Del mismo modo, tener en cuenta las perturbaciones al estado de los bosques es fundamental para entender y explicar a las comunidades de macrolíquenes corticícolas. La Sierra de Las Cruces, a pesar de ser reconocida como un área prioritaria para la conservación, aún carece de límites biofísicos, morfológicos y administrativos claros lo que impide una correcta conservación y aprovechamiento de esta área (Barrera-Mejía, 2012). Para muestra, la falta de conocimiento de aspectos biológicos como la flora líquénica y el impacto que actividades antropogénicas tienen sobre estas comunidades directa o indirectamente. Ejemplos de estas problemáticas son la expansión periurbana, cambios de uso de suelo y remoción de la cobertura vegetal por magnos proyectos, como la construcción del tren interurbano de pasajeros México-Toluca (Barrera-Mejía, 2012; Salinas-Díaz, 2019).

Otro factor que posiblemente influyo en los resultados observados es la localización del área de estudio. En la Ciudad de México, los vientos soplan de norte a sur, arrastrando los gases y trazas de la contaminación atmosférica (SEDEMA, 2006) provenientes de las zonas industriales al norte de la serranía. Zambrano *et al.* (2002) consideran que la disminución y empobrecimiento de las comunidades líquénicas en el Parque Nacional Desierto de Los Leones y en general de la Sierra de Las Cruces, coincide con la acelerada industrialización y crecimiento poblacional de la Ciudad de México a partir de mediados del siglo pasado. La emisión de gases de efecto invernadero como el dióxido de azufre, gas al que son sensibles los líquenes (Nash y Gries, 2002), a lo largo de tantos años, ha tenido un impacto negativo sobre las comunidades líquénicas de esta región.

XIII. Conclusiones

Los bosques de *A. religiosa* y *Quercus* spp. de la Sierra de Las Cruces aún resguardan una alta diversidad de macrolíquenes, con 107 especies agrupadas en 26 géneros, 12 familias y seis órdenes. 43 son nuevos registros para la Ciudad de México y cuatro nuevos para el país.

En estudios ecológicos de líquenes, muestreos sistemáticos sobre un tipo particular de sustrato reportan una parte de la información sobre el estado de diversidad líquénica de un ecosistema. Pero la riqueza de especies para los mismos sitios suele ser más alta cuando se obtiene con muestreos oportunistas al considerar más tipos de sustratos y/o unidades de muestreo. Como ejemplo, en este trabajo, del total de 107 especies observadas, 38 corresponden al muestreo sistemático y 64 al muestreo oportunista.

Los géneros más diversos en el bosque de *A. religiosa* son *Parmotrema* (15 spp.) e *Hypotrachyna* (14 spp.). En el bosque de *Quercus* spp., fueron *Heterodermia*, *Parmotrema* y *Punctelia*, pero con un menor número de especies (8 spp.). *Canoparmelia*, *Cetrelia*, *Imshaugia*, *Pannaria*, *Pseudevernia* y *Ramalina* solo se observaron en el bosque de oyamel. *Candelaria*, *Leucodermia*, *Phaeophyscia* y *Xanthoparmelia* solo en el bosque de encino.

La forma de crecimiento fruticosa tiene mayor presencia en bosques con una cobertura de copa más abierta y una menor densidad de árboles como el de oyamel. La forma de crecimiento foliosa, en especial cianolíquenes, presentan más especies en los sitios con mayor cobertura de copa y densidad de árboles como los encinares.

Con base en mediciones de la cobertura líquénica de los árboles, el mayor número de especies se reportó en *Abies* (25 spp.) y el mayor porcentaje de cobertura sobre *Quercus* (85.2%).

No existieron diferencias estadísticamente significativas entre bosques para la cobertura y riqueza líquénica, pero la composición florística si difirió en cuanto a especies y formas de crecimiento.

El diámetro a la altura del pecho y la cobertura de copa indicaron ser estadísticamente significativas para el porcentaje de cobertura líquénica en *Quercus*. En *Abies*, ningún carácter de la estructura forestal mostró ser estadísticamente significativo.

A pesar de la alta probabilidad de aún poder encontrar más especies de líquenes en estos bosques, también es probable que muchas otras ya no estén presentes, debido a presiones antropogénicas.

La información aquí presentada, tanto taxonómica como ecológicamente, puede servir como base para diseñar proyectos y planes de conservación, que engloben a los líquenes a distintas escalas espaciales y temporales. Se debe tomar en cuenta que las localidades de muestreo se hallan en sitios o áreas donde la población desarrolla distintos tipos de actividades y están sujetas a modificaciones o alteraciones a lo largo del tiempo con fines específicos.

XIV. Literatura citada

- Aguirre-Acosta, E., Ulloa, M., Aguilar, S., Cifuentes, J., y Valenzuela, R. (2014). Biodiversidad de hongos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl.* 85, S76-S81. <https://doi.org/10.7550/rmb.33649>
- Aguirre, Z. (2019). *Métodos para Medir la Biodiversidad*. Universidad Nacional de Loja. Pp. 68.
- Alva-Salazar, A. K. (2019). *Líquenes saxícolas como bioindicadores de contaminación atmosférica en la Ciudad Universitaria, UNAM*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 111.
- Altamirano-Mejía, M. (2012). *Estudio comparativo de la diversidad de macrolíquenes corticícolas a diferentes escalas en tres bosques templados del Corredor Biológico Chichinautzin*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de México. Pp. 73.
- Alvis-Gordo, J. F. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(1), 115-122.
- Asplund, J. y Wardle, D. A. (2017). How lichens impact on terrestrial community and ecosystem properties. *Biological Reviews*, 92(3), 1720-1738. <https://doi.org/10.1111/brv.12305>
- Astudillo-Sánchez, E., Pérez, J., Troccoli, L. y Aponte, H. (2019). Composición, estructura y diversidad vegetal de la Reserva Ecológica Comunal Loma Alta, Santa Elena, Ecuador. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, e902871. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2871>
- Banfield, J. F., Barker, W. W., Welch, S. A. y Taunton, A. (1999). Biological impact on mineral dissolution: Application of the lichen model to understanding mineral weathering in the rhizosphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7), 3404-3411. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.7.3404>
- Barcenas-Peña, A. (2007). *Comparación de la zonación altitudinal de los líquenes foliícolas en los volcanes San Martín Tuxtla y Santa Marta, Veracruz, México*. Tesis de Maestría.

- Posgrado en Ciencias Biológicas. Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 59.
- Barreno, E. R. y Pérez-Ortega, S. (2003). *Líquenes de la reserva natural integral de Muniellos, Asturias*. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructura del Principado de Asturias y KRK Ediciones. Oviedo. Pp. 512.
- Barreno, E. R., y Rico, V. J. (1984). Sobre la biología de los líquenes. I. Anatomía, morfología y estructuras vegetativas. *Anales De Biología*, 1, 161-195.
- Barrera-Mejía, H. (2012). Deterioro socioambiental en la Sierra de Las Cruces. *Diseño y Sociedad*, (32), 40-49.
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems* (4ª ed.). Blackwell Publishing. Malden. Pp. 750.
- Bjelland, T., Grube, M., Hoem, S., Jorgensen, S. L., Daae, F. L., Thorseth, I. H. y Øvreås, L. (2011). Microbial metacommunities in the lichen–rock habitat. *Environmental Microbiology Reports*, 3(4), 434-442. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2010.00206.x>
- Blum, O. B. (1973). Water relations. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 381-400). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Brodo, I. M. (1973). Substrate ecology. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 401-441). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Brodo, I. M. (2006). *Keys for lichens of North America* (3ª ed.). Yale University Press. New Haven, CT. Pp. 233.
- Brodo, I. M. (2016). *Keys for lichens of North America: revised and expanded*. Yale University Press. New Haven, CT. Pp. 427.
- Brodo, I. M., Duran-Sharnoff, S. y Sharnoff, S. (2001). *Lichens of North America*. Yale University Press. Pp. 795.
- Büdel, B. y Scheidegger, C. (2008). Thallus morphology and anatomy. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2ª ed., pp. 40-68). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.005>

- Bungartz, F. (2002). Introduction: Morphology and Anatomy of the Fertile Structures. En: Nash III, T. H., Ryan, D. B., Gries, C. y Bungartz, F. (Eds.). *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region* (Vol. 1, pp. 24-35). Lichens Unlimited. Arizona State University. Pp. 532.
- Bungartz, F. (2002). Introduction: Recipes and other techniques. En: Nash III, T. H., Ryan, D. B., Gries, C. y Bungartz, F. (Eds.). *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region* (Vol. 1, pp. 49-52). Lichens Unlimited. Arizona State University. Pp. 532.
- Cáceres, M. E. S., Lücking, R. y Rambold, G. (2007). Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rain forest of northeastern Brazil. *Mycological Progress*, 6, 117-136. <https://doi.org/10.1007/s11557-007-0532-2>
- Cadena-Castañeda, O. J. (2013). The tribe Dysoniini part II: The genus *Markia* (Orthoptera: Tettigoniidae; Phaneropterinae), new species and some clarifications. *Zootaxa*, 3599(6), 501-518. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3599.6.1>
- Cantoral, E., Almeida, L., Cifuentes, J., León, L., Martínez, A., Nieto, A., Mendoza, P., Villarruel, J. L., Aguilar, V., Ávila, V., Olgún, H. y Puebla, F. (2009). La biodiversidad de una cuenca en la ciudad de México. *Ciencias*, 94, 28-33.
- Cantoral-Herrera, M. T. (1986). *Comunidades líquénicas epífitas en Abies religiosa (H.B.K.) Cham. & Schl. como indicadores de contaminación atmosférica en el "Parque Cultural y Recreativo Desierto de los Leones"*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 58.
- Carballal, R., Casares, M. P., Gutiérrez, L. y García-Rowe, J. (2007). Introducción a los líquenes. En: Rodríguez-Iglesias, F. (Ed.). *Proyecto Andalucía–Naturaleza Tomo XXI: Botánica II* (pp. 157-188). Publicaciones Comunitarias S.L. Pp. 376.
- Cardinale, M., Steinová, J., Rabensteiner, J., Berg, G. y Grube, M. (2012). Age, sun and substrate: triggers of bacterial communities in lichens. *Environmental Microbiology Reports*, 4(1), 23-28. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2011.00272.x>
- Carrillo-Padron, V. H. (1993). *Líquenes foliosos como biomonitores de contaminación atmosférica por metales pesados en los alrededores de la zona metropolitana de la Ciudad*

- de México (ZMCM)*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 73.
- Castillo-Campos, G., Pérez-Pérez, R. E., Córdova-Chávez, O., García-Franco, J. G. y Cáceres, M. E. S. (2019). Vertical distribution of epiphytic lichens on *Quercus laurina* Humb. & Bonpl. in a remnant of cloud forest in the state of Veracruz, México. *Nordic Journal of Botany*, 37(12), 1-11. <https://doi.org/10.1111/njb.02459>
- Challenger, A. (2003). Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. En: Sánchez, O., Vega, E., Peters, E. y Monroy-Vilchis, O. (Eds.). *Conservación de ecosistemas templados de Montaña en México* (pp. 17-44). Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Pp. 315.
- Chaparro de Valencia, M. y Aguirre-Ceballos, J. (2002). *Hongos liquenizados*. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Pp. 220.
- Cisneros, A. B., Moglia, J. G. y Álvarez, J. A. (2019). Morfometría de copa en *Prosopis alba* Griseb. *Ciencia Forestal, Santa Maria*, 29(2), 863-884. <https://doi.org/10.5902/1980509826846>
- Colwell, R. K. (2013). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application*. <http://purl.oclc.org/estimates>
- Comisión Nacional del Agua [CONAGUA]. (2014). *Estadísticas del Agua en la Región Hidrológico-Administrativa XIII. Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México* (edición 2013). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua. México. Pp. 203.
- Comisión Nacional Forestal [CONAFOR]. (2020). *El sector forestal mexicano en cifras 2019*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Forestales. Comisión Nacional Forestal. México. Pp. 96.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (21 de marzo de 2020). *Los bosques y su riqueza natural son demasiado valiosos para perderlos*. <https://www.gob.mx/conabio/prensa/los-bosques-y-su-riqueza-natural-son-demasiado-valiosos-para-perderlos?idiom=es>

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (22 de noviembre de 2021a). *Bosques templados*. Biodiversidad mexicana. Recuperado en 11 de septiembre de 2022 de <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/bosqueTemplado>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (22 de noviembre de 2021b). *Matorrales*. Biodiversidad mexicana. Recuperado en 11 de septiembre de 2022 de <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/Matorral>
- Cotler, H. (2016). Paisajes morfoedafológicos. En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D., Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 1, pp. 65-74). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 341.
- Cruz-Angón, A. y Perdomo-Velázquez, H. (2016). Introducción. En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D., Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 1, pp. 13-21). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 341.
- Culberson, C. F. y Johnson, A. (1982). Substitution of methyl tert-butyl ether for diethyl ether in the standardized thin-layer chromatographic method for lichen products. *Journal of Chromatography*, 238, 438-487.
- De la Orden, E. A. (2020). *Conceptos de Ecología. La comunidad vegetal*. Editorial Científica Universitaria. Universidad Nacional de Catamarca.
- Delgado-Granados, H. y Martin del Pozzo, A. (1993). Pliocene to Holocene volcanic geology at the junction of Las Cruces, Chichinautzin and Ajusco ranges, southwest of Mexico City. *Geofísica Internacional*, 32(3), 511-522.
- Diederich, P., Lawrey, J. D. y Ertz, D. (2018). The 2018 classification and checklist of lichenicolous fungi, with 2000 non-lichenized, obligately lichenicolous taxa. *The Bryologist*, 121(3), 340-425. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-121.3.340>

- Elix, J. A. (2014). *A Catalogue of Standardized Chromatographic Data and Biosynthetic Relationships for Lichen Substances* (3^a ed.). Published by the author, Canberra. Pp. 322.
- Elix, J. A. y Stocker-Wörgötter, E. S. (2008). Biochemistry and secondary metabolites. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 104-133). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.008>
- Encina-Domínguez, J. A., Zárate-Lupercio, A., Estrada-Castillón, E., Valdés-Reyna, J. y Villarreal-Quintanilla, J. A. (2009). Composición y aspectos estructurales de los bosques de encino de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Acta Botánica Mexicana*, (86), 71-108.
- Espinosa, D. O., Ocegueda, S. C., Aguilar-Zúñiga, C., Flores-Villela, O., Llorente-Bousquets, J. y Vázquez-Benítez, B. (2008). El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. En: Sarukhán, J. (Ed.). *Capital natural de México: El conocimiento actual de la biodiversidad* (Vol. 1, pp. 33-65). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pp. 620.
- Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., Lindenmayer, D. B., Harmon, M. E., Keeton, W. S., Shaw, D. C., Bible, K. y Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest and Ecology Management*, 155, 399-423. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00575-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8)
- Friedl, T. y Büdel, B. (2008). Photobionts. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 9-26). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.003>
- Galloway, D. J. (2008). Lichen biogeography. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 315-335). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.017>
- García-Arizaga, M. T. y Lugo-Hubp, J. (2003). *El relieve mexicano en los mapas topográficos*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. Series Libros No. 5. Pp. 149.

- García-Morales, R., Moreno, C. E. y Bello-Gutiérrez, J. (2011). Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: El número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *THERYA*, 2(3), 205-215.
- García-Palomo, A., Zamorano, J. J., López-Miguel, C., Galván-García, A., Carlos-Valerio, V., Ortega, R. y Macías, J. L. (2008). El arreglo morfoestructural de la Sierra de Las Cruces, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 25(1), 158-178.
- Gibert, A. (1935). *Líquenes del Valle de México*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 160.
- Gobierno de la Ciudad de México. (s.f.). *Mapas de peligros geológicos: Cuenca del Valle de México*. Recuperado en 3 de junio de 2021 de http://data.proteccioncivil.cdmx.gob.mx/mapas_sgm/mapas_sgm2.html
- Grube, M., Cardinale, M., De Castro, J. V. Jr., Müller, H. y Berg, G. (2009). Species-specific structural and functional diversity of bacterial communities in lichen symbioses. *The ISME Journal*, 3(9), 1105-1115. <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.63>
- Hale, M. E. (1979). *How to know the lichens* (2ª ed.). Wm. C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa. Pp. 246.
- Hawksworth, D. L. y Grube, M. (2020). Lichens redefined as complex ecosystems. *The New phytologist*, 227(5), 1281-1283. <https://doi.org/10.1111/nph.16630>
- Hawksworth, D. L. y Lücking, R. (2017). Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. *Microbiology Spectrum*, 5(4), 1-17. [10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016](https://doi.org/10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016)
- Hernández, Ma. E. (1985). Distribución y utilidad de los *Abies* en México. *Investigaciones Geográficas*, 15, 75-118.
- Hernández-Álvarez, A. G., Reyes-Ortiz, J. L., Villanueva-Díaz, J. y Sánchez-González, A. (2021). Variación en la estructura del bosque de *Abies religiosa* (Pinaceae), en diferentes condiciones de manejo y disturbio. *Acta Botánica Mexicana*, 128, e1752 (1-20). <https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1752>
- Hernández-Cerda, M. E., Villicaña-Cruz, F. J. y Azpra-Romero, E. (2016). Clima. En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D.,

- Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 1, pp. 36-55). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 341.
- Herrera, T. y Ulloa, M. (1998). *El reino de los hongos: micología básica y aplicada* (2ª ed.). Fondo de Cultura Económica. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 552.
- Herrera-Campos, M. A. y Lücking, R. (2009). Líquenes. En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. (Eds.). *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel* (pp. 81-94). Coordinación de la Investigación Científica. Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 583.
- Herrera-Campos, M. A., Lücking, R., Pérez-Pérez, R. E., Miranda, R., Sánchez, N., Barcenás-Peña, A., Carrizosa, A., Zambrano, A., Ryan, B. D. y Nash III, T. H. (2014). Biodiversidad de los líquenes en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl.* 85, 82-99. <https://doi.org/10.7550/rmb.37003>
- Herrera-Campos, M. A., Pérez-Pérez, R. E. y Nash III, T. H. (Eds.). (2016). *Lichens of Mexico. The Parmeliaceae – Keys, distribution and specimen descriptions* (Vol. 110). Bibliotheca Lichenologica. Pp. 723.
- Honegger, R. (1992). Lichens: mycobiont-photobiont relationships. En: Reisser, W. (Ed.). *Algae and symbiosis: plants, animals, fungi, viruses, interactions explored* (pp. 225-275). Biopress. Bristol. Pp. 746.
- Honegger, R. (1993). Tansley Review No. 60. Developmental Biology of Lichens. *The New Phytologist*, 125(4), 659-677.
- Honegger, R. (1998). The lichen symbiosis—what is so spectacular about it? *Lichenologist*, 30(3), 193-212.
- Honegger, R. (2001). The Symbiotic Phenotype of Lichen-Forming Ascomycetes. En: Hock, B. (Ed.). *Fungal Associations. The Mycota (A Comprehensive Treatise on Fungi as Experimental Systems for Basic and Applied Research)* (Vol. 9, pp. 165-188). Springer. Berlin, Heidelberg. Pp. 250. https://doi.org/10.1007/978-3-662-07334-6_10

- Honegger, R. (2007). Water relations in lichens. En: Gadd, G., Watkinson, S. C. y Dyer, P. S. (Eds.). *Fungi in the environment* (British Mycological Society Symposia, pp. 185-200). Cambridge University Press. Pp. 386. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511541797.010>
- Honegger, R. (2012). The Symbiotic Phenotype of Lichen-Forming Ascomycetes and Their Endo- and Epibionts. En: Esser, K. (Ed.). *Fungal Associations. The Mycota (A Comprehensive Treatise on Fungi as Experimental Systems for Basic and Applied Research)* (2^a ed., Vol. 9, pp. 287-339). Springer. Berlin, Heidelberg. Pp. 406. https://doi.org/10.1007/978-3-642-30826-0_15
- Huneck, S. (1973). Nature of lichen substances. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 495-522). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Huneck, S. y Yoshimura, I. (1996). *Identification of Lichen Substances*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. Pp. 493. [10.1007/978-3-642-85243-5](https://doi.org/10.1007/978-3-642-85243-5)
- Ibáñez, L. M., García, R. A., Fiorini, V. D., Montalti, D. (2018). Lichens in the nests of European starling *Sturnus vulgaris* serve a mate attraction rather than insecticidal function. *Turkish Journal of Zoology*, 42, 316-322. <http://dx.doi.org/10.3906/zoo-1710-3>
- Index Fungorum (2022). Index Fungorum Partnership. Recuperado el 18 de diciembre de 2022. <https://www.indexfungorum.org/Names/Names.asp>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2017). *Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación, escala 1:250, 000, serie VI*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Pp. 204.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2020a). *Climatología*. Recuperado en 20 de febrero de 2021 de <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/default.html#Mapa>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI]. (2020b). *Uso de suelo y vegetación*. Recuperado en 20 de febrero de 2021 de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- Jahns, H. M. (1973). Anatomy, Morphology, and Development. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 3-58). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Jáuregui, E. (2000). *El clima de la Ciudad de México*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. Plaza y Valde, S.A de C.V. Pp. 133.

- Jáuregui, E., y Vidal-Bello, J. (1981). Aspectos de la climatología del estado de México. *Investigaciones Geográficas*, 1(11), 21-54. <https://doi.org/10.14350/rig.58935>
- Johansson, P., Rydin, H. y Thor, G. (2007). Tree age relationships with epiphytic lichen diversity and lichen life history traits on ash in southern Sweden. *Ecoscience*, 14(1), 81-91.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
- Juárez, Y. (2014). *Dasometría: Apuntes de Clase y Guía de Actividades Prácticas*. Cochabamba, Bolivia. Pp. 97.
- Kranner, I., Beckett, R., Hochman, A. y Nash III, T. H. (2008). Desiccation-Tolerance in Lichens: A Review. *The Bryologist*, 111(4), 576-593. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-111.4.576>
- Kivisto, L. y Kuusinen, M. (2000). Edge effects on the epiphytic lichen flora of *Picea abies* in middle boreal Finland. *Lichenologist*, 32(4), 387–398. 10.1006/lich.2000.0282
- Kuusinen, M. (1994). Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forests of Finland. *Annales Botanici Fennici*, 31, 77-92.
- León-González, D. y Pérez-Pérez, R. E. (2020). Líquenes epífitos en *Juniperus flaccida* Schltdl. (Cupressaceae) – componente importante de los bosques templados de Oaxaca, México. *Acta biol. Colomb.*, 25(2), 235-245. <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v25n2.77238>
- Lepp, H. (7 de marzo de 2011a). *What is a lichen?* Australian National Botanic Gardens and Australian National Herbarium. Canberra. Recuperado en 17 de febrero de 2021 de <https://www.anbg.gov.au/lichen/what-is-lichen.html>
- Lepp, H. (2 de marzo de 2011b). *Ecology*. Australian National Botanic Gardens and Australian National Herbarium. Canberra. Recuperado en 17 de febrero de 2021 de <https://www.anbg.gov.au/lichen/ecology.html>
- Letrouit-Galinuo, M. A. (1973). Sexual reproduction. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 59-90). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Li, S., Liu, W. Y., y Li, D. W. (2013). Bole epiphytic lichens as potential indicators of environmental change in subtropical forest ecosystems in southwest China. *Ecological Indicators*, 29, 93–104. doi:10.1016/j.ecolind.2012.12.01

- Li, S., Liu, W. Y., Li, D. W., Song, L., Shi, X. M. y Lu, H. Z. (2015). Species richness and vertical stratification of epiphytic lichens in subtropical primary and secondary forests in southwest China. *Fungal Ecology*, *17*, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.02.005>
- Lie, M. H., Arup, U., Grytnes, J. A. y Ohlson, M. (2009). The importance of host tree age, size and growth rate as determinants of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodivers. Conserv.*, *18*, 3579–3596. [10.1007/s10531-009-9661-z](https://doi.org/10.1007/s10531-009-9661-z)
- Lücking, R. (2008). Follicolous Lichenized Fungi. *Flora Neotropica*, *103*, 1-866.
- Lücking, R., Hodkinson, B. y Leavitt, S. (2016). The 2016 classification of lichenized fungi in the Ascomycota and Basidiomycota – Approaching one thousand genera. *The Bryologist*, *119*(4), 361-416. <http://dx.doi.org/10.1639/0007-2745-119.4.361>
- Lücking, R., Leavitt, S. D. y Hawksworth, D. L. (2021). Species in lichen-forming fungi: balancing between conceptual and practical considerations, and between phenotype and phylogenomics. *Fungal Diversity* *109*, 99-154. <https://doi.org/10.1007/s13225-021-00477-7>
- Lugo-Hubp, J. (1990). Mapa geomorfológico del occidente de la cuenca de México. *Investigaciones Geográficas*, *21*, 1-19.
- Lugo-Hubp, J. (2016). Unidades geológico-geomorfológicas. En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D., Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 1, pp. 56-64). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 341.
- Mark, K., Laanisto, L., Bueno, C. G., Niinemets, U., Keller, C. y Scheidegger, C. (2020). Contrasting co-occurrence patterns of photobiont and cystobasidiomycete yeast associated with common epiphytic lichen species. *New Phytologist*, *227*, 1362-1375. <https://doi.org/10.1111/nph.16475>
- Martínez-Colín, P., Lücking, R. y Herrera-Campos, M. A. (2021). Diversity begets diversity: Phorophyte and microsite relations of follicolous lichens in the lowland rain forest at Los Tuxtlas Biosphere Reserve (Veracruz, Mexico). *Ecological Research*, *36*, 313–328. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12201>

- McCune, B. (1993). Gradients in epiphyte biomass in three *Pseudotsuga-Tsuga* forests of different ages in western Oregon and Washington. *The Bryologist*, 96, 405-411. <https://doi.org/10.2307/3243870>
- McCune, B., Amsberry, K. A., Camacho, F. J., Clery, S., Cole, C., Emerson, C., Felder, G., French, P., Greene, D., Harris, R., Hutten, M., Larson, B., Lesko, M., Majors, S., Markwell, T., Parker, G. G., Pendergrass, K., Peterson, E. B., Peterson, E. T., Platt, J., Proctor, J., Rambo, T., Rosso, A., Shaw, D., Turner, R. y Widmer, M. (1997). Vertical profile of epiphytes in a Pacific Northwest old-growth forest. *Northwest Science*, 71(2), 145-152.
- McCune, B. y Mefford, M. J. (2016). *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 7*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McCune, B., Rosentreter, R., Ponzetti, J. M. y Shaw, D. C. (2000). Epiphyte habitats in an old conifer forest in western Washington, U.S.A. *The Bryologist*, 103(3), 417-427. [http://dx.doi.org/10.1639/0007-2745\(2000\)103\[0417:EHIAOC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1639/0007-2745(2000)103[0417:EHIAOC]2.0.CO;2)
- Millbank, J. W. y Kershaw, K. A. (1973). Nitrogen metabolism. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 289-309). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Miranda-González, R. (2012). *Líquenes costrosos de la Estación de Biología Chamela, un análisis de diversidad y composición de especies en diferentes microhábitats*. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 106.
- Moncada, B. (2012). *El género Sticta en Colombia, Taxonomía, Ecogeografía e Importancia*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Departamento de Botánica. Universidad Nacional de Colombia. Pp. 418.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA* (Vol. 1). Zaragoza. Pp. 84.
- Morin, P. J. (2011). *Community ecology* (2ª ed.). Wiley-Blackwell. Hoboken. Pp. 407.
- Morrone, J. J. (2010). Fundamental biogeographic patterns across the Mexican Transition Zone: an evolutionary approach. *Ecogeography*, 33, 355-361. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06266.x>

- Nash III, T. H. (2008a). Introduction. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 1-8). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.002>
- Nash III, T. H. (2008b). Nitrogen, its metabolism and potential contribution to ecosystems. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 216-233). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.012>
- Nash III, T. H. (2008c). Nutrients, elemental accumulation, and mineral cycling. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 234-251). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.013>
- Nash III, T. H. y Gries, C. (2002). Lichens as bioindicators of sulfur dioxide. *Symbiosis*, 33, 1-21.
- Nash III, T. H., Ryan, D. B., Diederich, P., Gries, C. y Bungartz, F. (Eds.). (2004). *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region* (Vol. 2). Lichens Unlimited. Arizona State University. Pp.742.
- Nash III, T. H., Ryan, D. B., Gries, C. y Bungartz, F. (Eds.). (2002). *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region* (Vol. 1). Lichens Unlimited. Arizona State University. Pp. 532.
- Nash III, T. H., Gries, C. y Bungartz, F. (Eds.). (2007). *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region* (Vol. 3). Lichens Unlimited. Arizona State University. Pp. 567.
- Nava-López, M. Z. (2003). *Los bosques de la cuenca alta del Río Magdalena, D.F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 64.
- Nguyen, K. H., Chollet-Krugler, M., Gouault, N. y Tomasi, S. (2013). UV-protectant metabolites from lichens and their symbiotic partners. *Natural Product Reports*, 30, 1490-1508. <https://doi.org/10.1039/C3NP70064J>
- Nimis, P. L., Scheidegger, C. y Wolseley, P. A. (2002). Monitoring with lichens. En: Nimis, P. L., Scheidegger, C. y Wolseley, P. A. (Eds.). *Monitoring with Lichens* (pp. 1-4). Kluwer Academic Publishers. Netherlands. Pp. 408. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_1
- Nixon, K. C. (2006). Global and neotropical distribution and diversity of oak (genus *Quercus*) and oak forests. En: Kappelle, M. (Ed.). *Ecology and conservation of neotropical montane oak*

- forests* (pp. 3-13). Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. Pp. 486.
https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_1
- Oberwinkler, F. (2012). Basidiolichens. En: Esser, K. (Ed.). *Fungal Associations. The Mycota (A Comprehensive Treatise on Fungi as Experimental Systems for Basic and Applied Research)* (2^a ed., Vol. 9, pp. 341-362). Springer. Berlin, Heidelberg. Pp. 406.
https://doi.org/10.1007/978-3-642-30826-0_16
- Odum, E. P. y Barrett, G. W. (2006). *Fundamentos de ecología* (5^a ed.). Thomson, México Pp. 598.
- Orange, A., James, P. W. y White, F. J. (2010). *Microchemical methods for the identification of lichens* (2^a ed.). British Lichen Society. 101 pp.
- Osete, M. L., Ruiz-Martínez, V. C., Caballero, C., Galindo, C., Urrutia-Fucugauchi, J. y Tarling, D. H. (2000). Southward migration of continental volcanic activity in the Sierra de Las Cruces, Mexico: palaeomagnetic and radiometric evidence. *Tectonophysics*, 318, 201-215.
- Otavo, E. (1994). Análisis estructural de la vegetación. En: Sánchez, H. y Castaño, C. (Eds.). *Aproximación a la definición de criterios para la zonificación y el ordenamiento forestal en Colombia* (pp. 72-81). Ministerio del Medio Ambiente. OIMT. PNUD. Pp. 207.
- Palma, M., Romero, F. y Velázquez, A. (2001). La Cuenca de México: una revisión de su importancia biológica. *Biodiversitas*, 37, 12-14.
- Peña-Díaz, S. (2019). Condiciones hídricas en la cuenca del Valle de México. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(2), 98-127. [10.24850/j-tyca-2019-02-04](https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-02-04)
- Pérez-Pérez, R. E., Miramontes-Rojas, N., Aguilar-Rosales, J. y Quiroz-Castelán, H. (2008). Macrolíquenes cortícolas en dos especies de coníferas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala. *Acta Universitaria, Dirección de Investigación y Posgrado, Universidad de Guanajuato*, 18(2), 33-39.
- Pérez-Pérez, R. E., Quiroz-Castelán, H., Herrera-Campos, M. A. y García-Barrios, R. (2011). Scale-dependent effects of management on the richness and composition of corticolous macrolichens in pine-oak forests of Sierra de Juárez, Oaxaca, Mexico. En: Bates, S. T., Bungartz, F., Lücking, R., Herrera-Campos, M. A. y Zambrano, A. (Eds.). *Biomonitoring*,

- Ecology and Systematics of Lichens* (Vol. 106, pp. 247-262). Bibliotheca Lichenologica. Pp. 442.
- Poage, N. J. y Tappeiner, J. C. (2005). Tree species and size structure of old-growth Douglas-fir forests in central western Oregon, USA. *Forest Ecology and Management*, 204, 329-343. 10.1016/j.foreco.2004.09.012
- Poelt, J. (1973). Systematic evaluation of morphological characters. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 91-116). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausena, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koikec, T., Van Cond, T., Chavannee, A., Seifertf, T., Du Toitf, B., Farndeng, C. y Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 466-479. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006>
- Procuraduría Federal de Protección al Ambiente [PROFEPA]. (23 de marzo de 2020). *Importancia de los ecosistemas forestales; especies de los bosques y selvas*. <https://www.gob.mx/profepa/es/articulos/importancia-de-los-ecosistemas-forestales-especies-de-los-bosques-y-selvas?idiom=es>
- Purvis, W. (2000). *Lichens*. The Natural History Museum, London. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. Pp. 113.
- Ramírez-Gómez, M. F. (2017). *Diversidad y descripción de especies de líquenes de La Joya, Acajete, Veracruz*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 123.
- Ramírez-Juárez, J. A. (2015). *Diversidad de macrolíquenes cortícolas en un bosque de Pinus hartwegii Lindl. en el Parque Nacional Izta-Popo Zoquiapan, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Pp. 60.
- Ramos-Reyes, J. C., Treviño-Garza, E. J., Buendía-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A. y López-Martínez, J. I. (2017). Productividad y estructura vertical de un bosque templado con incidencia de incendios forestales. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 8(43), 64-88.

- Ranković, B. y Kosanić, M. (2015). Lichens as a Potential Source of Bioactive Secondary Metabolites. En: Ranković, B. (Ed.). *Lichen Secondary Metabolites. Bioactive Properties and Pharmaceutical Potential* (pp. 1-26). Springer. Pp. 202. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13374-4_1
- Ranković, B. y Kosanić, M. (2019). Lichens as a Potential Source of Bioactive Secondary Metabolites. En: Ranković, B. (Ed.). *Lichen Secondary Metabolites. Bioactive Properties and Pharmaceutical Potential* (2^a ed., pp. 1-29). Springer. Pp. 260. https://doi.org/10.1007/978-3-030-16814-8_1
- Reygadas, D. P. (2016). Delimitación del área de estudio y regionalización. En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D., Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 1, pp. 30-35). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 341.
- Richardson, D. H. S. (1973). Photosynthesis and Carbohydrate Movement. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 249-288). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Rivera-Hernández, J. E. (2016). Flora y vegetación. En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D., Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 2, pp. 24-48) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 517.
- Ruiz-Cazares, A. G. (2016). *Macrolíquenes corticícolas del bosque de encino del Parque Estatal Sierra de Guadalupe, Estado de México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 128.
- Ryan, B. D., Bungartz, F. y Nash III, T. H. (2002). Introduction: Morphology and Anatomy of the Lichen Thallus. En: Nash III, T. H., Ryan, D. B., Gries, C. y Bungartz, F. (Eds.). *Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert Region* (Vol. 1, pp. 8-23). Lichens Unlimited. Arizona State University. Pp. 532.

- Rzedowski, G. C. de y Rzedowski, J. (2005). *Flora fanerogámica del Valle de México* (2ª ed.). Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán. Pp. 1406.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1ª edición digital). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Pp. 504.
- Salinas-Díaz, A. (2019). *Impactos ambientales derivados de la construcción del tren México-Toluca sobre los servicios ecosistémicos del sistema socio-ecológico Sierra de las Cruces*. Tesis de Licenciatura. División de Ciencias Sociales y Humanidades. Universidad Autónoma Metropolitana – Unidad Iztapalapa. Pp. 187
- Sánchez-Girón, X. (2022). *Efecto de la estructura forestal en la diversidad y composición de la comunidad de líquenes cortícolas de dos bosques de Quercus del Estado de Morelos*. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Pp. 60.
- Sánchez-Téllez, N. (2016). *Diversidad Líquénica en el Cerro Las Arañas San Juan Coajomulco, Jocotitlán Estado de México*. Tesis de Licenciatura. División de Desarrollo Sustentable. Universidad Intercultural del Estado de México. Pp. 162.
- Sánchez-Vélez, A. S., García-Núñez, R. M. y Palma-Trujano, A. (2003). *La cuenca hidrográfica: unidad básica de planeación y manejo de los recursos naturales*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable. Comisión Nacional del Agua. Pp. 47.
- Sanders, W. B. (2014). Complete life cycle of the lichen fungus *Calopadia puiggarii* (Pilocarpaceae, Ascomycetes) documented *in situ*: propagule dispersal, establishment of symbiosis, thallus development and formation of sexual and asexual reproductive structures. *American Journal of Botany*, 101(11), 1836-1848. <https://doi.org/10.3732/ajb.1400272>
- Santesson, J. (1973). Identification and Isolation of Lichen Substances. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 633-652). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.

- Seaward, M. (2008). Environmental role of lichens. En: Nash III, T. H. (Ed.). *Lichen Biology* (2^a ed., pp. 274-298). Cambridge University Press. Pp. 486. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790478.015>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (7 de febrero de 2021). *Bosques de México, riqueza forestal y biodiversidad*. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/bosques-de-mexico-riqueza-forestal-y-biodiversidad?idiom=es>
- Secretaría del Medio Ambiente [SEDEMA]. (2005). *Informe Climatológico Ambiental. Cuenca del Valle de México*. Secretaría del Medio Ambiente. Gobierno del Distrito Federal. Pp. 194.
- Secretaría del Medio Ambiente [SEDEMA]. (2006). *Gestión ambiental del aire en el Distrito Federal*. Secretaría del Medio Ambiente. Gobierno del Distrito Federal. Pp. 262.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT]. (6 de julio de 2018). *Bosques templados de México, riqueza forestal y belleza escénica*. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/bosques-templados-de-mexico-riqueza-forestal-y-belleza-escenica>
- Shukla, V., Upreti, D. K. y Bajpai, R. (2014). *Lichens to Biomonitor the Environment*. Springer. New Delhi. Pp. 185. https://doi.org/10.1007/978-81-322-1503-5_1
- Sierra, S., Castro-Santiuste, S., Izquierdo-San Agustín, L., Rodríguez-Gutiérrez, I., Pérez-Ramírez, L., González-Mendoza, A. E. y Cifuentes, J. (2016). Hongos macroscópicos (Fungi). En: Cruz-Angón, A., Rivera-Rebolledo, J. A., Cabrera-Aguirre, E. G., Melgarejo, E. D., Perdomo-Velázquez, H. y Contreras-Ruiz-Esparza, A. V. (Eds.). *La biodiversidad en la Ciudad de México* (Vol. 2, pp. 67-78) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. Pp. 517.
- Silva, L. C., Romero, F. J., Velázquez, A. y Almeida-Leñero, L. (1999). La vegetación de la región de montaña del sur de la Cuenca de México. En: Velázquez, A. y Romero, F. J. (Comps.). *Biodiversidad de Montaña del Sur de la cuenca de México* (pp. 65-92) Universidad Autónoma Metropolitana. Secretaría de Medio Ambiente. Pp. 351.

- Simijaca, D., Moncada, B. y Lücking, R. (2018). Bosque de roble o plantación de coníferas, ¿qué prefieren los líquenes epífitos? *Colombia Forestal*, 21(2), 123-141. <http://dx.doi.org/10.14483/2256201X.12575>
- Soto, E., Lücking, R. y Rojas, A. B. (2012). Especificidad de forófito y preferencias microambientales de los líquenes cortícolas en cinco forófitos del bosque premontano de finca Zíngara, Cali, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 843-856.
- Spribile, T., Tuovinen, V., Resl, P., Vanderpool, D., Wolinski, H., Aime, M. C., Schneider, K., Stabentheiner, E., Toome-Heller, M., Thor, G., Mayrhofer, H., Johannesson, H. y McCutcheon, J. P. (2016). Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*, 353(6298), 488-492. 10.1126/science.aaf8287
- Syer, J. K. y Iskandar, I. K. (1973). Pedogenetic Significance of Lichens. En: Ahmadjian, V. y Hale, M. E. (Eds.). *The lichens* (pp. 225-248). Academic Press Inc. New York. Pp. 697.
- Tivo-Fernández, Y. e Iglesias-Andreu, L. G. (septiembre-diciembre de 2006). Pulmones de México: los bosques de oyamel. *La ciencia y el Hombre*, XIX(3), 47-48. [https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol19num3/articulos/bosques/index.htm#:~:text=El%20oyamel%20\(Abies%20religiosa\)%2C,%20Hidalgo%20Puebla%20Michoac%C3%A1n%20](https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol19num3/articulos/bosques/index.htm#:~:text=El%20oyamel%20(Abies%20religiosa)%2C,%20Hidalgo%20Puebla%20Michoac%C3%A1n%20)
- Tlalmis-Corona, J. (2016). *Composición liquénica a lo largo de diferentes gradientes altitudinales del Parque Nacional La Malinche*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Agrobiología. Universidad Autónoma de Tlaxcala. Pp. 57.
- Upadhyay, S., Jugran, A. K., Joshi, Y., Suyal, R. y Rawal, R. S. (2018). Ecological variables influencing the diversity and distribution of macrolichens colonizing *Quercus leucotrichophora* in Uttarakhand Forest. *Journal of Mountain Science*, 15, 307–318. <https://doi.org/10.1007/s11629-017-4397-9>
- Vásquez, G. J. A. y Givnish, T. J. (1998). Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of Ecology*. 86, 999-1020.
- Vázquez-Sánchez, E. y Jaimes-Palomera, R. (1989). Geología de la Cuenca de México. *Geofísica Internacional*, 28(2), 133-190.

- Vera-Carranza, M. E. D. (1981). *Acción de los líquenes en la alteración de las rocas y formación de suelos*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 40.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad* (2ª ed.). Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt Bogotá. Pp. 236.
- Whittaker, R. H. (1975). *Communities and Ecosystems* (2ª ed.). MacMillan Publishing. New York. Pp. 387.
- Woda, C., Huber, A. y Dohrenbusch, A. (2006). Vegetación epifita y captación de neblina en bosques siempreverdes en la Cordillera Pelada, sur de Chile. *BOSQUE*, 27(3), 231-240.
- Zambrano, A. G., Nash III, T. H. y Herrera Campos, M. A. (2000). Lichen Decline in Desierto de los Leones (Mexico City). *The Bryologist*, 103(3), 428-441.
- Zambrano, A. G., Nash III, T. H. y Herrera-Campos, M. A. (2002). Lichen and air pollution in the forests surrounding Mexico City. En: Fenn, M., De Bauer, L. I. y Hernández-Tejeda, T. (Eds.). *Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico City air basin* (pp. 283-297). Springer Verlag. New York. Pp. 394.