



CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS

TESIS

**BIOTA LIQUÉNICA DEL ESTADO DE AGUASCALIENTES Y
ESTRUCTURA DE SUS COMUNIDADES EPÍFITAS EN TRES TIPOS
DE VEGETACIÓN DEL ESTADO**

PRESENTA

Diego Fernando Simijaca Salcedo

PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

TUTORES

Dr. Gilberto Alejandro Ocampo Acosta

Dra. Rosa Emilia Pérez Pérez

ASESOR

Dr. Jaime Antonio Escoto Moreno

Aguascalientes, 12 de Junio de 2023

**CARTA DE VOTO APROBATORIO
COMITÉ TUTORAL**

**M. EN C. JORGE MARTÍN ALFEREZ CHÁVEZ
DECANO DEL CENTRO DE CIENCIAS BÁSICAS
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE AGUASCALIENTES
P R E S E N T E**

Por medio del presente, como **Miembros del Comité Tutorial** designado del estudiante **DIEGO FERNANDO SIMIJACA SALCEDO** con ID 285710 quien realizó la tesis titulada: **BIOTA LIQUÉNICA DEL ESTADO DE AGUASCALIENTES Y ESTRUCTURA DE SUS COMUNIDADES EPÍFITAS EN TRES TIPOS DE VEGETACIÓN DEL ESTADO**, un trabajo propio, innovador, relevante e inédito y con fundamento en el Artículo 175, Apartado II del Reglamento General de Docencia damos nuestro consentimiento de que la versión final del documento ha sido revisada y las correcciones se han incorporado apropiadamente, por lo que nos permitimos emitir el **VOTO APROBATORIO**, para que él pueda proceder a imprimirla así como continuar con el procedimiento administrativo para la obtención del grado.

Ponemos lo anterior a su digna consideración y sin otro particular por el momento, le enviamos un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"Se Lumen Proferre"

Aguascalientes, Ags., a 10 de abril de 2023



Dr. Gilberto Alejandro Ocampo Acosta
Cotutor de tesis



Dra. Rosa Emilia Pérez Pérez
Cotutora de tesis



Dr. Jaime Antonio Escoto Moreno
Asesor de tesis

c.c.p.- Interesado
c.c.p.- Secretaría Técnica del Programa de Posgrado

Elaborado por: Depto. Apoyo al Posgrado.
Revisado por: Depto. Control Escolar/Depto. Gestión de Calidad.
Aprobado por: Depto. Control Escolar/ Depto. Apoyo al Posgrado.

Código: DO-SEE-FO-16
Actualización: 00
Emisión: 17/05/19



DICTAMEN DE LIBERACION ACADEMICA PARA INICIAR LOS TRAMITES DEL EXAMEN DE GRADO



Fecha de dictaminación dd/mm/aa: 09-may-23

NOMBRE: DIEGO FERNANDO SIMIACA SALCEDO ID 285710

PROGRAMA: DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS, MODALIDAD DIRECTA LGAC (del posgrado): ECOLOGÍA Y BIODIVERSIDAD

TIPO DE TRABAJO: (X) Tesis () Trabajo práctico

TÍTULO: BIOTA LIQUÉNICA DEL ESTADO DE AGUASCALIENTES Y ESTRUCTURA DE SUS COMUNIDADES EPÍFITAS EN TRES TIPOS DE VEGETACIÓN DEL ESTADO

IMPACTO SOCIAL (señalar el impacto logrado):

Impacta sobre la restauración de ecosistemas importantes en el país así como su preservación

INDICAR SI/NO SEGÚN CORRESPONDA:

Elementos para la revisión académica del trabajo de tesis o trabajo práctico:

- SI El trabajo es congruente con las LGAC del programa de posgrado
- SI La problemática fue abordada desde un enfoque multidisciplinario
- SI Existe coherencia, continuidad y orden lógico del tema central con cada apartado
- SI Los resultados del trabajo dan respuesta a las preguntas de investigación o a la problemática que aborda
- SI Los resultados presentados en el trabajo son de gran relevancia científica, tecnológica o profesional según el área
- SI El trabajo demuestra más de una aportación original al conocimiento de su área
- SI Las aportaciones responden a los problemas prioritarios del país
- NO Generó transferencia del conocimiento o tecnológica

El egresado cumple con lo siguiente:

- SI Cumple con lo señalado por el Reglamento General de Docencia
- SI Cumple con los requisitos señalados en el plan de estudios (créditos curriculares, optativos, actividades complementarias, estancia, predoctoral, etc)
- SI Cuenta con los votos aprobatorios del comité tutorial, en caso de los posgrados profesionales si tiene solo tutor podrá liberar solo el tutor
- NO Cuenta con la carta de satisfacción del Usuario
- SI Coincide con el título y objetivo registrado
- SI Tiene congruencia con cuerpos académicos
- SI Tiene el CVU del Conacyt actualizado
- SI Tiene el artículo aceptado o publicado y cumple con los requisitos institucionales (en caso que proceda)

En caso de Tesis por artículos científicos publicados:

- SI Aceptación o Publicación de los artículos según el nivel del programa
- SI El estudiante es el primer autor
- SI El autor de correspondencia es el Tutor del Núcleo Académico Básico
- SI En los artículos se ven reflejados los objetivos de la tesis, ya que son producto de este trabajo de investigación.
- SI Los artículos integran los capítulos de la tesis y se presentan en el idioma en que fueron publicados
- SI La aceptación o publicación de los artículos en revistas indexadas de alto impacto

Con base a estos criterios, se autoriza se continúen con los trámites de titulación y programación del examen de grado

Sí SI
No

FIRMAS

Elaboró:

* NOMBRE Y FIRMA DEL CONSEJERO SEGÚN LA LGAC DE ADSCRIPCIÓN:

DR. GILBERTO ALEJANDRO OCAMPO ACOSTA

NOMBRE Y FIRMA DEL SECRETARIO TÉCNICO:

DRA. ALMA LINÁN SUAREZ BARRERA

* En caso de conflicto de intereses, firmará un revisor miembro del NAB de la LGAC correspondiente distinto al tutor o miembro del comité tutorial, designado por el Decano.

Revisó:

NOMBRE Y FIRMA DEL SECRETARIO DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO:

DR. JUAN JUAN REGUIRINCÓN

Autorizó:

NOMBRE Y FIRMA DEL DECANO:

M. en C. JORGE MARTÍN ALFEREZ CHÁVEZ

Nota: procede el trámite para el Depto. de Apoyo al Posgrado

En cumplimiento con el Art. 105C del Reglamento General de Docencia que a la letra señala entre las funciones del Consejo Académico: ... Cuidar la eficiencia terminal del programa de posgrado y el Art. 105F las funciones del Secretario Técnico, llevar el seguimiento de los alumnos.



MÚLTIPLES REGISTROS NUEVOS DE HONGOS LIQUENIZADOS PARA AGUASCALIENTES, CON LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE DOS ESPECIES ENDÉMICAS DE MÉXICO
MULTIPLE NEW RECORDS OF LICHENIZED FUNGI FOR AGUASCALIENTES, WITH THE ASSESSMENT OF THE CONSERVATION STATUS OF TWO ENDEMIC SPECIES OF MEXICO

Diego Simijaca¹, Rosa Emilia Pérez-Pérez², Jaime Escoto-Moreno³, Gilberto Ocampo^{2*}

¹ Centro de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México;

² Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México;

³ Departamento de Biología, Centro de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México.

*Author for correspondence: gilberto.ocampo@edu.uag.mx

Resumen

Antecedentes: La diversidad líquénica en el estado de Aguascalientes ha sido históricamente desatendida. Excepto por las investigaciones efectuadas en sus zonas áridas, los demás tipos de vegetación permanecen inexplorados.

Hipótesis: La riqueza de hongos liquenizados registrados para el estado de Aguascalientes aumentará con la exploración y colecta en los tipos de vegetación presentes en el estado. Con esto, se encontrarán especies de interés para la conservación de los ecosistemas, incluyendo especies endémicas de México y/o amenazadas.

Descripción de datos: Hongos liquenizados, tipos de vegetación, sustratos.

Sitio y años de estudio: Estado de Aguascalientes, 2018 a 2021.

Métodos: Revisión e identificación taxonómica de la colección de hongos liquenizados del herbario HUAA. Una vez detectadas las especies endémicas, se calcularon la Extensión de Ocurrencia (EOO) y el Área de ocupación (AOO) para evaluar el estado de conservación según la Lista Roja de la UICN.

Resultados: Se presentaron 162 registros nuevos para el estado de Aguascalientes. *Chrysothrix insulzans* R.C. Harris & Ladd, *Hertelidea botryosa* (Fr.) Kantvilas & Printzen y *Sarcogyne novomexicana* H. Magn., fueron registros nuevos para el país. Los líquenes epífitos y la forma de crecimiento foliosa fueron dominantes. *Parmotrema acutatum* ocupó un EOO = 192,141 km², mientras *Phaeophyscia sonorae* resultó en EOO = 18,285 km².

Conclusiones: El número de especies de hongos liquenizados para el estado de Aguascalientes asciende a 218. Se sugiere la publicación en la Lista Roja de la UICN para *Parmotrema acutatum* Kurok. en la categoría de Menor Preocupación (LC) y *Phaeophyscia sonorae* Essl. como Vulnerable (VU).

Palabras clave: bosque de encino, conservación, especies endémicas, líquenes, matorral subtropical.

Abstract:

Background: Lichen diversity in the Mexican state of Aguascalientes has historically been neglected. Lichen species in all vegetation types, except for the arid zones, remain underexplored.

Hypotheses: Lichenized fungi richness reported for Aguascalientes will increase due to exploration and collecting activities in vegetation types other than xerophilous scrubs. This will allow finding species of interest for conservation purposes, including Mexican endemics and/or threatened taxa.

Data description: Lichenized fungi, vegetation types, substrates.

Study site and dates: Mexican state of Aguascalientes, 2018 to 2021.

Methods: Revision and taxonomic identification of lichenized fungi specimens deposited at the HUAA herbarium. Once the endemic species were detected, the Extent of Occurrence (EOO) and the Area of Occupancy (AOO) were calculated to assess their conservation status according to the IUCN Red List.

Results: 162 new records were found for Aguascalientes. *Chrysothrix insulzans* R.C. Harris & Ladd, *Hertelidea botryosa* (Fr.) Kantvilas & Printzen, and *Sarcogyne novomexicana* H. Mag., were new records for the country. The epiphytic substrate and the foliose growth form were dominant. *Parmotrema acutatum* had an EOO = 192,141 km², while *Phaeophyscia sonorae* had a EOO = 18,285 km².

Conclusions: The number of lichenized fungi species recorded for Aguascalientes increased to 218. We suggest publication of *Parmotrema acutatum* Kurok. as Least Concern (LC) and *Phaeophyscia sonorae* Essl. as Vulnerable (VU) in the IUCN Red List.

Keywords: conservation, endemic species, lichens, oak forest, subtropical shrubland.

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution License CC BY-NC (4.0) internacional.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



Editorial decision letter



Date: 16/05/2023

Recommendation: Acceptance

Subject: myco20230004 – Your article is accepted

Dear Dr Pérez-Pérez,

Your manuscript myco20230004 entitled "Lichen community assemblages and functional traits as indicators of vegetation types" is now **accepted** for publication in *Cryptogamie, Mycologie*.

Taking into account the articles to be published in our journal, I plan to release yours in July-August 2023.

I will get back to you as soon as the proofs are ready.

We thank you for your collaboration and hope that you, or other colleagues, will submit new papers in our journal.

Yours sincerely,

Chris Le Coquet
Desk Editor
Cryptogamie, Mycologie



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por otorgar Beca Nacional 762521. Al Centro de Ciencias Básicas, al Doctorado en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Aguascalientes y a su cuerpo docente por facilitar los espacios académicos para mi formación como Doctor en Ciencias Biológicas. Al Departamento de Apoyo al Posgrado por las gestiones correspondientes para facilitar mi ejercicio como estudiante extranjero.

A Los doctores Frank Bungartz, Ester Gaya, Irwin Brodo y Robert Lücking, por sus orientaciones y por poner a mi disposición su acervo bibliográfico y sus amplios conocimientos en liquenología.

Al Herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes y especialmente a su Técnico, el biólogo Julio Martínez por facilitar el espacio, por la orientación y apoyo en las labores de identificación de material tanto de hongos liquenizados como de las plantas vasculares. Adicionalmente al encargado del herbario, el Dr. Gilberto Ocampo por abrir las puertas a los líquenes de Aguascalientes y brindar apoyo, respaldo y orientación en la consolidación de la colección de hongos liquenizados en esta dependencia.

A las biólogas Rocío González y Ana Lourdes Medrano, por su apoyo y facilitación de espacios y materiales para el desarrollo del trabajo de laboratorio. Su apoyo fue vital para el desarrollo de este proyecto.

A Rocío, Lula y Julio, ¡¡también gracias por su amistad!!

A la bióloga Patricia García Macias por facilitar el espacio para el desarrollo de los muestreos en las áreas naturales: Estación Biológica Agua Zarca y el área natural del Campus Sur. Adicionalmente a los señores José Manuel y José Guadalupe, personal de la Estación Biológica.

A la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y a su Facultad de Ciencias Biológicas por facilitar el espacio y abrir las puertas para el desarrollo de la estancia doctoral. Adicionalmente a la Dra. Rosa Emilia Pérez Pérez por permitir el desarrollo de la estancia en el laboratorio de Líquenología. Adicionalmente un agradecimiento a sus estudiantes,

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

quienes me recibieron de brazos abiertos y con quienes pudimos intercambiar discusiones y conocimientos para fortalecer la liquenología mexicana.

A la Dra. Alma Lilian Guerrero Barrera, secretaria técnica del doctorado, por su gestión, apoyo y disposición con cada uno de mis requerimientos.

A la Licenciada Mónica Brizuela, por el apoyo y la gestión administrativa, por su paciencia con cada uno de los trámites de la beca y el doctorado.

A mi tutor, el Dr. Gilberto Ocampo Acosta, por su confianza, apoyo incondicional, por su disposición de enseñar y aprender, por su tesón, criterio y exigencia en el desarrollo de cada una de las actividades y productos que se plantearon en mi estancia en México. Gracias por la complicidad, amistad y paciencia que me enseñaron y fortalecieron como persona y como científico.

A mi tutora, la Dra. Rosa Emilia Pérez Pérez por sus enseñanzas, que trascienden el campo de la liquenología y construyen científicos íntegros. Gracias por la paciencia y por llevarme de la mano en el reconocimiento de los líquenes de México, gracias por cada detalle minuciosamente corregido y las múltiples oportunidades para aprender, reflexionar y discutir en torno a la simbiosis líquénica. Gracias por el apoyo y disposición a la distancia, pero también en mi estancia en Puebla donde también me sentí en casa.

Al Dr. Jaime Escoto Moreno, asesor de mi comité tutorial y de quien también aprendí a hacerme cuestionamientos en torno a la ecología de los organismos, gracias por su dedicación, ejemplo y por sus consejos y enseñanzas.

A la Dra. Natalia Mossman Koch y al Dr. Jesús Sigala por sus consejos y apuntes en la formulación y el desarrollo del proyecto.

A la Dra. Fernanda Chávez Samayoa, por su apoyo en las labores de campo y su disposición y paciencia para el desarrollo de éste. La muestra de que la ciencia se facilita en la colectividad y se construye con el apoyo de colegas y amigos que facilitan las duras jornadas, brindan su apoyo y consejos que son la base de muchas investigaciones. Gracias totales, Fer.

A Amalinalli, Stephanie (Fany + Milan), Fer y Victor por su amistad, su compañía por adoptarme en cada una de sus familias y hacer de este proceso un momento invaluable en mi

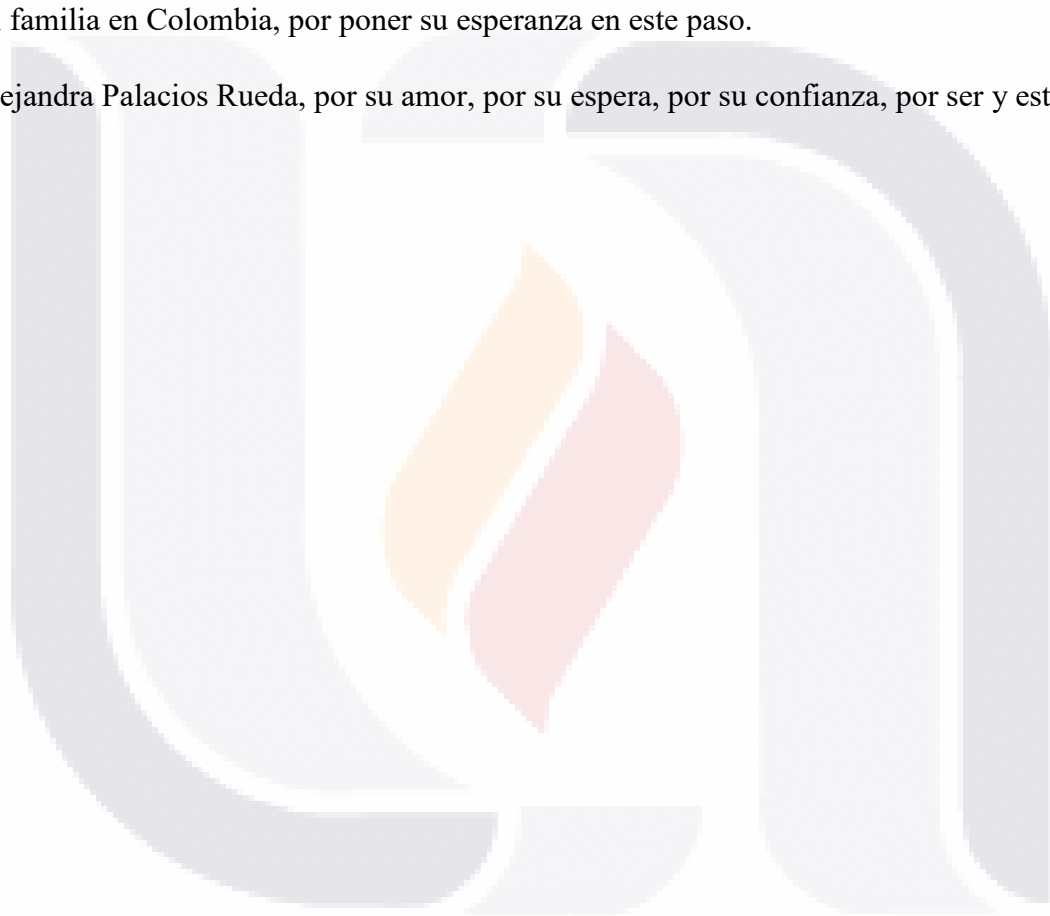
vida. ¡Gracias manitos! -A Javi, Daniel (Charal), Jorge, Denisse y Juan Ayala por ser parte de mi banda y reír y llorar a nuestro lado.

A las maestras Gabriela Águila y Dolores Ramírez (Lola) por su apoyo y disposición en las discusiones sobre R y hongos liquenizados.

A las familias Chávez Samayoa, Pulido Hornedo y De la Sancha Pérez, por hacerme parte de sus familias y por brindarme su cariño y calidez.

A mi familia en Colombia, por poner su esperanza en este paso.

A Alejandra Palacios Rueda, por su amor, por su espera, por su confianza, por ser y estar.



DEDICATORIAS

Bernarda y Lilia, las precursoras.

Inés, el presente.

Alejandra, mi hoy, mi mañana y mi siempre.

A ustedes.

“Lo más terrible se aprende enseguida y lo más hermoso nos cuesta una vida”

“Yo he preferido hablar de cosas imposibles, porque de lo posible se sabe demasiado”

Silvio Rodríguez

ÍNDICE GENERAL

CONTENIDO

ÍNDICE GENERAL 1

ÍNDICE DE TABLAS 3

ÍNDICE DE FIGURAS 4

1. RESUMEN GENERAL 7

2. GENERAL ABSTRACT 8

3. INTRODUCCIÓN GENERAL 9

4. OBJETIVOS 12

 4.1. Objetivo general 12

 4.2. Objetivos específicos 12

5. CAPÍTULO 1: RIQUEZA LIQUÉNICA DEL ESTADO DE AGUASCALIENTES 13

 5.1. INTRODUCCIÓN 13

 5.2. MATERIALES Y MÉTODOS 15

 5.2.1. Área de estudio 15

 5.2.2. Trabajo taxonómico 16

 5.2.3. Riqueza liquénica 16

 5.2.4. Evaluación del estado de conservación 17

 5.3. RESULTADOS 18

 5.3.1. Diversidad de hongos liquenizados del estado de Aguascalientes 18

 5.3.2. Estado de conservación para las especies endémicas de México registradas en Aguascalientes. 23

 5.4. DISCUSIÓN 28

6. CAPÍTULO 2: DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES LIQUÉNICAS COMO INDICADORA DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN 32

 6.1. INTRODUCCIÓN 32

 6.2. MATERIALES Y MÉTODOS 35

 6.2.1. Área de estudio 35

 6.2.2. Trabajo taxonómico 35

 6.2.3. Índices de diversidad 35

 6.2.4. Parámetros ambientales 36

6.2.5.	Comunidades liquénicas.....	36
6.2.6.	Rasgos funcionales.....	37
6.3.	RESULTADOS.....	38
6.3.1.	Diversidad alfa.....	38
6.3.2.	Diversidad beta.....	40
6.3.3.	Comunidades liquénicas.....	41
6.3.4.	Rasgos funcionales y su relación con las variables ambientales.....	44
6.4.	DISCUSIÓN.....	50
7.	CAPÍTULO 3: DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE LÍQUENES EPÍFITOS EN EL ESTADO DE AGUASCALIENTES 58	
7.1.	INTRODUCCIÓN.....	58
7.2.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	60
7.2.1.	Área de estudio.....	60
7.2.2.	Diseño de muestreo.....	61
7.2.3.	Variables ambientales.....	63
7.2.4.	Trabajo taxonómico.....	65
7.2.5.	Selección de rasgos funcionales.....	65
7.2.6.	Análisis de datos.....	66
7.3.	RESULTADOS.....	70
7.3.1.	Diversidad alfa.....	70
7.3.2.	Diversidad beta y ensamblaje de comunidades.....	74
7.3.3.	Composición funcional.....	78
7.3.4.	Diversidad funcional.....	80
7.4.	DISCUSIÓN.....	86
8.	CONCLUSIONES GENERALES.....	94
9.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	96
10.	ANEXOS.....	119
10.1.	ANEXO A1.....	119
10.2.	ANEXO A2.....	130
10.3.	ANEXO A3.....	148

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Localización, parámetros ambientales y riqueza de cada uno de los sitios de muestreo 38

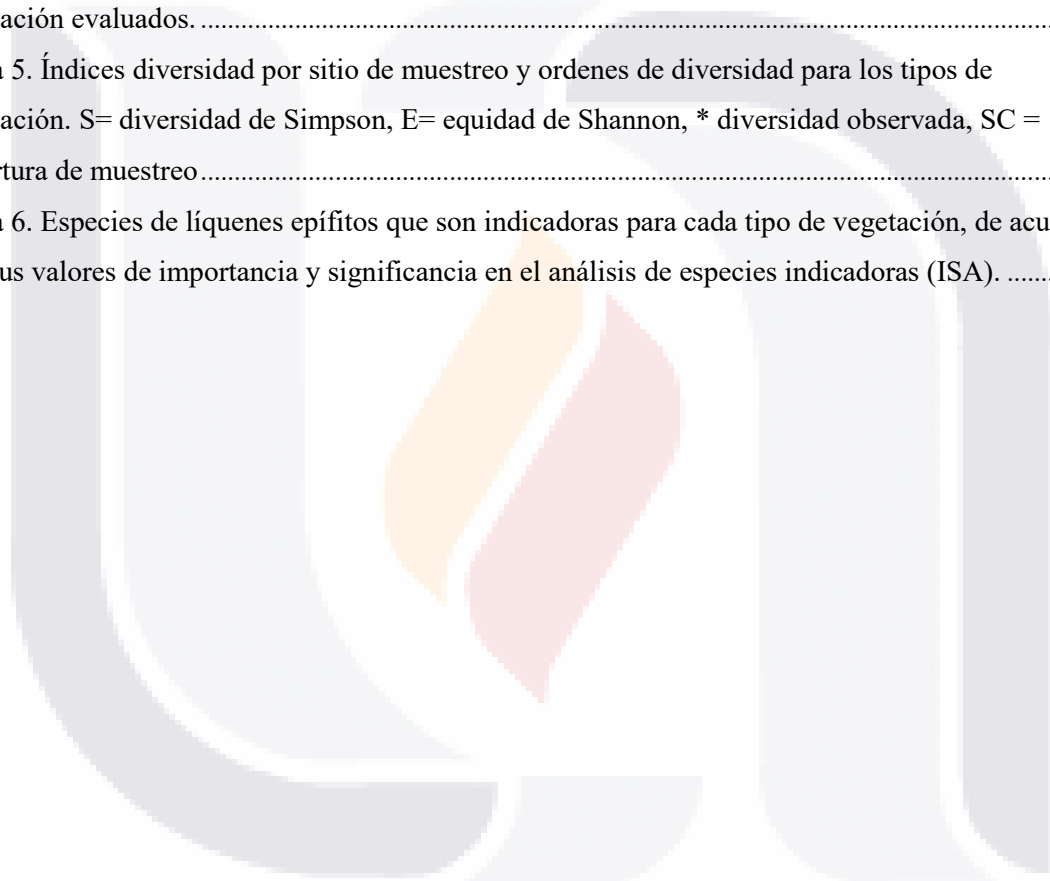
Tabla 2. Especies indicadoras para cada tipo de vegetación, de acuerdo con sus valores de importancia y significancia en el análisis de especies indicadoras (ISA). 44

Tabla 3. Rasgos y atributos funcionales que describen la morfología de las especies encontradas. . 66

Tabla 4. Estimadores de completitud de muestreo y cobertura de muestreo (SC) para los tipos de vegetación evaluados. 70

Tabla 5. Índices diversidad por sitio de muestreo y ordenes de diversidad para los tipos de vegetación. S= diversidad de Simpson, E= equidad de Shannon, * diversidad observada, SC = cobertura de muestreo..... 71

Tabla 6. Especies de líquenes epífitos que son indicadoras para cada tipo de vegetación, de acuerdo con sus valores de importancia y significancia en el análisis de especies indicadoras (ISA). 78



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Características morfológicas de las especies que son registros nuevos para México. A) *Chrysothrix insulizans*, talo costroso amarillo sobre sustratos rocoso; B) *Herthelidea botryosa*, talo costroso con apotecios; C) *Herthelidea botryosa*, espora hialina y elipsoide; D) *Sarcogyne novomexicana*, talo costroso con apotecios; E) *Sarcogyne novomexicana*, himenio con esporas hialinas y elipsoides..... 19

Figura 2. Riqueza de especies por sustrato. A) Riqueza relativa de cada familia agrupada por sustrato; B) Especies exclusivas y compartidas por los sustratos. 20

Figura 3. Riqueza relativa de especies por forma de crecimiento y sustrato..... 21

Figura 4. Localización de sitios de recolección en el estado de Aguascalientes y los tipos de vegetación registrados. 22

Figura 5. Riqueza de especies de hongos liquenizados por municipio del estado de Aguascalientes. 23

Figura 6. Características morfológicas de *Parmotrema acutatatum*. A) Vista de la superficie superior, ejemplar húmedo, en campo; B) Detalle de la superficie superior y los apotecios; C) Detalle de la superficie inferior sin cilios marginales; D) Máculas y picnidios. Escalas: B) 1mm; C) 1 mm y D) 0.5mm. 24

Figura 7. Área de ocupación (AOO) y extensión de ocurrencia (EOO) para la evaluación del estado de conservación para *Parmotrema acutatatum*. 25

Figura 8. Características morfológicas de *Phaeophyscia sonora*. A) Vista de la superficie superior, ejemplar en campo y húmedo; B) Detalle de la superficie superior con apotecios, ejemplar seco; C) Detalle de la capa epinecral en la superficie superior; D) Ascospora septada y marrón grisácea. Escalas: B) 2mm; C) 0.5 mm, D) 10 μ m. 26

Figura 9. Área de ocupación (AOO) y extensión de ocurrencia (EOO) para la evaluación del estado de conservación para *Phaeophyscia sonora*. 27

Figura 10. Amplitud y valores promedio de la riqueza en cada tipo de vegetación. Los puntos blancos simbolizan el valor del promedio de riqueza para cada tipo de vegetación, las barras horizontales representan la mediana..... 39

Figura 11. Diversidad beta y especies compartidas por cada tipo de vegetación. A) Comparaciones pareadas de la diversidad beta total (β_{cc}) discriminada en el reemplazamiento (β_{-3}) y las diferencias en la riqueza (β_{rich}); B) Diagrama de Venn con las especies exclusivas y compartidas por cada tipo de vegetación..... 41

Figura 12. Distribución espacial de las comunidades liquénicas de acuerdo con su composición y la influencia de las variables ambientales mediante el Análisis Multidimensional no Paramétrico (NMDS). 43

Figura 13. Dendrograma de conglomerados. Los sitios Cerro el Capulín y Cerro Juan el Grande muestran diferentes afinidades en ambos análisis, se muestran como parte del matorral xerófilo en el NMDS y más afines al bosque de encino en el dendrograma, por lo cual son etiquetados como Xerófilo-Encino en este último análisis. 43

Figura 14. Recambio de los rasgos funcionales en los tres tipos de vegetación, representado por la proporción de CWM de cada uno de los rasgos funcionales. A) Formas de crecimiento; B) Sustratos; C) Estructuras reproductivas; D) Tipo de fotobionte..... 46

Figura 15. Escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) de los rasgos funcionales, las comunidades liquénicas y variables ambientales. * ($p < 0.05$) y ** ($p < 0.005$) representan la significancia de los rasgos funcionales relacionados con el matorral xerófilo, matorral subtropical y bosque de encino, como resultado del análisis ISA. 47

Figura 16. Correlación de los rasgos funcionales y las variables ambientales mediante el análisis Fourth Corner. Se muestran las relaciones significativas ($p < 0.05$); en color rojo están las relaciones positivas y en color azul las relaciones negativas..... 49

Figura 17. Localización de los sitios de colecta en Aguascalientes y en los tres tipos de vegetación. 61

Figura 18. Esquema de 12 árboles dentro de cada sitio de muestreo (adaptado de McCune & Lesica 1992). 62

Figura 19. Disposición de las cuadrículas en la base y tronco de los árboles evaluados. 63

Figura 20. Imágenes que describen el procedimiento para el cálculo de la cobertura del dosel (luminosidad) mediante el uso del programa Gap Light Analyzer: A) fotografía en crudo; B) imagen calibrada; C) imagen en blanco y negro para conteo de píxeles. 64

Figura 21. Medición de la rugosidad de la corteza: A) testigo y sedal sobre corteza de *Manihot caudata*; B) testigo y sedal sobre corteza de *Prosopis laevigata*..... 65

Figura 22. Diversidad de las especies líquénicas en cada tipo de vegetación: A) curva de rarefacción, B) perfil de órdenes de diversidad..... 73

Figura 23. Valores y rangos de abundancia para las especies en cada tipo de vegetación. . 74

Figura 24. Componentes de la diversidad beta en la comparación pareada de los tipos de vegetación..... 75

Figura 25. Dendrograma de conglomerados para los sitios de muestreo y los tipos de vegetación, bosque de encino (Encino), matorral subtropical (Subtrop) y matorral xerófilo (Xerófilo)..... 76

Figura 26. Relación espacial de la composición líquénica y las variables ambientales mediante el Análisis Multidimensional no Paramétrico (NMDS)..... 77

Figura 27. Composición funcional y proporción de CWM de los atributos evaluados en cada rasgo funcional; A) Forma de crecimiento; B) tipo de fotobionte; C) estructura reproductiva; D) presencia/ausencia de pruina..... 80

Figura 28. Amplitud y valores promedio para los índices de diversidad funcional y taxonómica: A) Diversidad funcional (RaoQ); B) Equidad funcional; C) Diversidad de Simpson (taxonómica); D) Redundancia funcional..... 81

Figura 29. Ordenación NMDS de los rasgos funcionales, las comunidades líquénicas y variables ambientales. * ($p < 0.05$) y ** ($p < 0.005$) representan los rasgos funcionales significativos para cada tipo de vegetación. 83

Figura 30. Análisis de Fourth Corner para representar la relación de los rasgos funcionales y las variables ambientales que muestran las relaciones significativas ($p < 0.05$). En color rojo se muestran las relaciones positivas y en color azul las relaciones negativas. 84

Figura 31. Correlograma de las variables ambientales y los parámetros de la diversidad funcional. 85

1. RESUMEN GENERAL

El estado de Aguascalientes cuenta con diversos tipos de vegetación debido a su posición geográfica, su orografía y el encuentro de tres regiones biogeográficas. Dentro de su biodiversidad pueden anotarse: 1,716 especies de angiospermas y 15 gimnospermas, además de 372 especies de hongos. No obstante, la biota líquénica de Aguascalientes reporta pocas investigaciones y ha sido históricamente desatendida. Por esta razón, se tuvo como objetivo identificar la biota líquénica del estado de Aguascalientes y evaluar la estructura de las comunidades epífitas asociadas a hospederos de tres diferentes tipos de vegetación. Con la revisión de las muestras depositadas en el herbario HUAA y las recolectadas en campo, se obtuvo un listado con 246 especies. *Chrysothrix insulizans*, *Hertelidea botryosa* y *Sarcogyne novomexicana* fueron registros nuevos para México. Mediante el análisis de la diversidad beta y con el uso de ordenaciones y el análisis Fourth Corner, se establecieron diferencias en la composición de especies y rasgos funcionales entre el bosque de encino, el matorral subtropical y el matorral xerófilo y su relación con la precipitación y la elevación. El bosque de encino fue el tipo de vegetación más rico y sus rasgos funcionales característicos son los talos foliosos amplios y la reproducción por isidios. En el matorral subtropical se destacan los talos foliosos de lóbulos angostos y la reproducción por soredios. En el matorral xerófilo, los talos costrosos y los peritecios fueron rasgos significativos. La rugosidad y la apertura del dosel actuaron como factores limitantes de la diversidad taxonómica y funcional. Los índices de diversidad taxonómica y funcional acentuaron las diferencias entre los tipos de vegetación y se destaca la pérdida de especies y la redundancia funcional del matorral xerófilo. También, se resalta la fragilidad del matorral subtropical con *Phaeophyscia sonorae* como especie vulnerable según los criterios de la UICN.

2. GENERAL ABSTRACT

The Mexican state of Aguascalientes has several vegetation types due to its geographical position, geomorphology complexity, and the three geographical regions that converge into the state. Included in its biodiversity, there are 1,716 species of angiosperms, 15 gymnosperms, and 372 fungi species. Nonetheless, the lichen-forming fungi of Aguascalientes are not well known, and they have been historically overlooked. Therefore, the objective of this work was to identify lichen-forming fungi of Aguascalientes and to evaluate the structure of the epiphyte lichen community which is hosted on the trees of three different vegetation types. Samples obtained during field work and those deposited at the herbarium HUAA were studied, giving as result a list of 246 species. *Chrysothrix insulizans*, *Hertelidea botryosa*, and *Sarcogyne novomexicana* were new records for Mexico. In addition, using beta diversity analyses, ordination methods, and Fourth Corner Analysis, the compositional differences among species and functional traits over oak forest, subtropical shrubland, and xerophytic shrubland were highlighted, which were influenced by precipitation and the elevational gradient. The oak forest was the richest vegetation type, being the foliose wide lobes and isidia were its representative functional traits. Foliose broad lobes and soredia stand out in the subtropical shrubland. On the other hand, crustose thallus and perithecia were found as significative traits on the xerophytic shrubland. Bark roughness and canopy openness act as limiting factors on taxonomical and functional diversity. The taxonomical and functional diversity indices emphasize the differences among vegetation types and highlighted the fragility of the subtropical shrubland, which hosts *Phaeophyscia sonora*, suggested in this work as a vulnerable species after evaluation following the UICN criteria.

3. INTRODUCCIÓN GENERAL

Los líquenes (hongos liquenizados) representan una asociación colectiva compleja, con una parte fúngica dominante y un arreglo extracelular de una o más partes algales acompañadas de otros elementos microscópicos, cuya conjunción puede ser considerada como un microecosistema (Hawksworth & Grube 2020) que funciona como un invernadero donde se cosechan los productos de las algas (Lücking *et al.* 2021). Este conglomerado de organismos es de interés especial debido a su gran diversidad, con cerca de 20,000 especies descritas (Lücking *et al.* 2016b), que se encuentran colonizando prácticamente todos los ecosistemas (Cáceres *et al.* 2007).

Pese a su ubicuidad, se reconoce que las comunidades liquénicas son sensibles a las características de los sustratos y ambientes que colonizan (Soto *et al.* 2012). Por ejemplo, la luz incidente sobre los diferentes sustratos y la evapotranspiración del ambiente se reconocen como factores que inciden en la estructura de las comunidades que habitan la corteza de los árboles (Pulido & Ramos 2016; Rivas Plata *et al.* 2008), pero también son factores determinantes en la composición de las comunidades liquénicas folícolas (Lücking, 1998a, 1998b). Por otra parte, la acidez y la rugosidad de las cortezas de los árboles pueden ser considerados como factores limitantes de la diversidad liquénica epífita (Käffer *et al.* 2010; Rosabal *et al.* 2013) e incluso se reconoce que algunas especies de árboles con exudado o cortezas desprendibles presentan una riqueza y composición liquénica particular (Ardila *et al.* 2014; Bäcklund *et al.* 2016; Simijaca *et al.* 2018).

Aprovechando la sensibilidad de las comunidades liquénicas y su respuesta ante los gradientes ambientales y de microhábitat, estos organismos han sido utilizados como bioindicadores y biomonitores para diferentes escenarios de cambio ambiental (Hawksworth *et al.* 2005; Lindenmayer *et al.* 2015; Nimis *et al.* 2002). Se reconocen múltiples publicaciones con el uso de líquenes como indicadores de calidad del aire (Käffer *et al.* 2011; Nimis *et al.* 2002; Rubiano & Chaparro 2006; Zambrano & Nash 2000), indicadores de perturbación de los bosques (Benítez *et al.* 2015; Calviño-Cancela *et al.* 2013b; Nascimbene *et al.* 2007; Ramírez-Morán *et al.* 2016; Rivas Plata *et al.* 2008) e incluso como indicadores de la diversidad y estabilidad de las costras biológicas del suelo (Bowker *et al.* 2010; Concostrina-Zubiri *et al.* 2014a; Maestre *et al.* 2011).

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Desde la perspectiva taxonómica, el análisis de las comunidades permite el reconocimiento de patrones de organización que revelan la afinidad de las especies por determinadas condiciones ambientales (McCune *et al.* 2002). Sin embargo, la interpretación de las respuestas de las comunidades ante los cambios ambientales se torna compleja cuando la metacomunidad contiene una diversidad alta de especies (Lewis & Ellis 2010). Por esta razón, para lograr una mejor generalización de los hallazgos, es conveniente el uso de reglas de ensamblaje que permitan una mejor generalización de los resultados y su simplificación a través de la evaluación de características comunes que corresponden a los rasgos funcionales (Koch *et al.* 2013).

Los rasgos funcionales pueden entenderse como características que impactan directamente en el éxito biológico de un individuo a través de su relación con el crecimiento, la reproducción y la supervivencia de éste (Violle *et al.* 2007); su presencia, ausencia o variación puede relacionarse con la respuesta a cambios ambientales y, adicionalmente, puede representar un efecto en algún proceso de los ecosistemas (Salgado-Negret 2015; Suding *et al.* 2008).

En este sentido, los rasgos funcionales de los líquenes han incrementado su popularidad como herramienta para explorar la ecología de sus comunidades, permitiendo relacionar la diversidad y estructura funcional de los ensamblajes con algunos escenarios que involucran al cambio climático (Aptroot & van Herk 2007; Concostrina-Zubiri *et al.* 2014b; Cornelissen *et al.* 2001; Marini *et al.* 2011), sucesión de especies (Bokhorst *et al.* 2015; Hedenås & Ericson 2000; Koch *et al.* 2013, 2022; Lewis & Ellis 2010) y fragmentación de bosques (Hedenås & Ericson 2003; Kuusinen 1996; Lakatos *et al.* 2006; Ramírez-Morán *et al.* 2016). Por lo tanto, se reconocen como una herramienta de fácil acceso y que no dependen estrictamente de la identidad taxonómica de las especies (Benítez *et al.* 2018; Read *et al.* 2014).

El estudio de los líquenes en México ha representado un tema de interés particular para investigadores nacionales (Álvarez & Guzmán-Davalos 1988; Bárcenas-Peña *et al.* 2015; Miranda-González *et al.* 2020; Pérez-Pérez & Guzmán 2015; Ruiz-Oronoz & Herrera 1948) y extranjeros (Aptroot & Lücking 2016; de Lesdain 1914; Lücking *et al.* 2013; Lumbsch *et al.* 2011; Wetmore 2001). Pese a que su avance se ha considerado como lento y esporádico,

se reconocen entre 2,722 y 3,150 especies (CNALH 2022; Herrera-Campos *et al.* 2014), que representan cerca del 50% de la riqueza líquénica proyectada para el país (Lücking *et al.* 2009).

La ecología de los líquenes también presenta avances destacables para México, dentro de los que se ha evaluado el potencial de sus comunidades como bioindicadoras de la calidad de aire (Zambrano *et al.* 2000) y su respuesta a diferentes densidades arbóreas producto del manejo forestal (Pérez-Pérez 2005; Pérez-Pérez *et al.* 2011). Adicionalmente, se ha documentado la riqueza y recambio de las especies líquénicas en diferentes ambientes y sustratos (Córdova-Chávez *et al.* 2016; León-González & Pérez-Pérez 2020; Pérez-Pérez *et al.* 2008, 2015; Ramírez 2019) y se ha documentado la estructura filogenética de la familia Parmeliaceae (Lücking *et al.* 2016c), demostrando la diversidad taxonómica y filogenética de esta familia en los bosques templados.

Pese al creciente interés en la biota líquénica del territorio mexicano, la mayoría de estas investigaciones se llevan a cabo en los extremos norte y sur del país, relegando el conocimiento de los líquenes de la región central y de estados como Aguascalientes. Hasta antes de este estudio, se tenían 56 especies registradas exclusivamente para las zonas áridas del estado (Miguel-Vázquez *et al.* 2021), aunque previamente solo se habían documentado dos especies (Herrera-Campos *et al.* 2014). Con ello, se pone en evidencia la existencia de vacíos de información sobre la riqueza líquénica del estado de Aguascalientes, donde algunos tipos de vegetación como los bosques templados y las selvas bajas tropicales caducifolias carecen de una exploración detallada.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Identificar la biota líquénica del estado de Aguascalientes y evaluar la estructura de las comunidades epífitas asociadas a hospederos de tres diferentes tipos de vegetación del estado.

4.2. Objetivos específicos

- Identificar la riqueza líquénica del estado de Aguascalientes en diferentes sustratos.
- Evaluar la diversidad y estructura de las comunidades de líquenes epífitos asociados a hospederos de tres diferentes tipos de vegetación del estado de Aguascalientes.
- Reconocer la composición y diversidad funcional de los líquenes epífitos y su relación con algunas características de los hospederos.

5. CAPÍTULO 1: RIQUEZA LIQUÉNICA DEL ESTADO DE AGUASCALIENTES

5.1. INTRODUCCIÓN

El enorme capital natural de México está principalmente representado en la heterogeneidad de sus ecosistemas y fisiografía (Sarukhán *et al.* 2009), pero también se le reconoce como país megadiverso por posicionarse entre los cinco primeros países con mayor riqueza de especies de reptiles (804 especies), mamíferos (535) y plantas vasculares (23,424), con lo que resguarda cerca del 10% de la diversidad global para estos grupos (Mittermeier *et al.* 1997). Estos valores de diversidad se encuentran favorecidos por la intrincada historia geológica y climática de México, que presenta sistemas montañosos como la Sierra Madre Occidental y la Faja Volcánica Transmexicana, que además de ser muy diversos, contienen una gran cantidad de endemismos (CONABIO 2008; Ramamoorthy *et al.* 1993).

Para México, la diversidad fúngica registrada oscila entre 6,500 y 7,600 especies (Aguirre-Acosta *et al.* 2014; Gaya *et al.* 2021; Guzmán 1998; Hawksworth 2001), de las cuales se distinguen 2,722 especies de hongos liquenizados (Herrera-Campos *et al.* 2014), cuyo estudio se ha visibilizado en las últimas cinco décadas (Lücking 2020). Dentro de las publicaciones relacionadas con hongos liquenizados se destacan algunos listados recopilatorios de la riqueza nacional (Brizuela & Guzmán 1971, Dávalos de Guzmán *et al.* 1972, Ryan *et al.* 1996, 2000), la flora líquénica del desierto de Sonora (Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007), registros múltiples de líquenes foliícolas (Herrera-Campos & Lücking 2002, 2003, Herrera-Campos *et al.* 2004, 2005) y trabajos de taxonomía para el género *Usnea* (Clerc & Herrera-Campos 1997, Herrera-Campos *et al.* 1998, 2001). También se reconocen algunos listados regionales (Álvarez & Guzmán-Dávalos 1988, Sipman 1998, Puy-Alquiza *et al.* 2018) y la descripción de varias especies (Lumbsch *et al.* 2011, Bárcenas-Peña *et al.* 2014), que completan la vanguardia de la liquenología en México (Herrera-Campos *et al.* 2014).

Después de este trabajo, se destacan contribuciones al conocimiento de los hongos liquenizados, como la revisión de la familia Parmeliaceae que actualiza los registros y la distribución de las especies presentes en México (Herrera-Campos *et al.* 2016). Más adelante, se reconocen publicaciones con especies nuevas dentro de los géneros *Cora* (Lücking *et al.*

2016a; Moncada *et al.* 2019), *Gymnographopsis*, *Redonographa* (Miranda-González *et al.* 2020) y *Alyxoria* (Ertz *et al.* 2020) a partir de material recolectado en diferentes estados del país. Con lo anterior, se conocen actualmente 3,150 especies en territorio mexicano (CNALH 2022).

En las publicaciones relacionadas con los líquenes de México se cuenta con la participación de investigadores nacionales y extranjeros (Lücking 2020), quienes han explorado diversos ecosistemas en el territorio mexicano. Sin embargo, la mayoría de estas investigaciones se han llevado a cabo en los extremos norte y sur del país, marginando el estudio de los líquenes de la región central y de estados como Aguascalientes. Para este último estado, se tiene registro de dos investigaciones que dan cuenta de dos especies (Álvarez & Guzmán-Dávalos 2009) y de la documentación de los taxones de las zonas áridas del estado, registrando 56 especies (Miguel-Vázquez *et al.* 2021).

Aguascalientes cuenta con diversos tipos de vegetación como consecuencia de su posición geográfica, su orografía y el encuentro de tres regiones biogeográficas (Siqueiros-Delgado *et al.* 2016). Dentro de la diversidad que alberga, se reportan 90 especies de anfibios y reptiles (Carbajal-Márquez & Quintero-Díaz 2016), 1,716 especies de angiospermas y 15 especies de gimnospermas (J. Martínez com. pers.), además de 372 especies de hongos no liquenizados (Pardavé-Díaz *et al.* 2007). En el caso de los hongos liquenizados, dentro de las especies registradas en zonas áridas se destacan *Circinaria contorta*, *Pleopsidium oxytonum*, *Physcia biziana* y *Squamulea subsoluta* como especies frecuentes (Miguel-Vázquez *et al.* 2021), pero adicionalmente se tiene registrada a *Flavopunctelia flaventior* en bosques de pino-encino (Álvarez & Guzmán-Dávalos 2009).

La elaboración listados locales establece el conocimiento base de la diversidad de un territorio y recoge la información sobre la distribución de las especies (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). Estas revisiones también permiten el reconocimiento de especies raras, crípticas y posibles especies nuevas para la ciencia (Lõhmus *et al.* 2013; Lücking *et al.* 2020). Con la información anterior, se facilita la aplicación de ejercicios de evaluación del estado de conservación de las especies (Allen *et al.* 2019) y como resultado, esta información impacta en la formulación de políticas públicas y la toma de decisiones respecto a posibles estrategias de conservación. No obstante, el ejercicio del taxónomo y el potencial de la información que

resguardan estos listados locales está bastante subestimado, aun cuando es muy necesario en países donde la biota fúngica no está suficientemente documentada (Mueller *et al.* 2022). La formulación y aplicación de políticas públicas que involucren la conservación de hongos liquenizados es una necesidad crítica en países megadiversos como México (Mueller *et al.* 2022; Simijaca *et al.* 2022; Valenzuela 2014), en el cual menos del 1% de las especies (12) tienen una evaluación de su estado de conservación (IUCN 2022a). Esta situación se agrava al considerar que 115 de las especies líquénicas de México son endémicas (Herrera-Campos *et al.* 2014, 2016), aún más cuando el país y el estado de Aguascalientes sufren impactos ambientales derivados de las actividades humanas (cambio de uso de suelo, contaminación, fragmentación). Por lo anterior, es necesario documentar la biota líquénica de Aguascalientes, para lo cual en este capítulo se han trazado los siguientes objetivos: a) actualizar el listado de especies de hongos liquenizados para el estado de Aguascalientes, b) describir la estructura de la biota líquénica de Aguascalientes respecto a sus formas de crecimiento y los sustratos que ocupa y c) evaluar el estado de conservación de las especies endémicas de México registradas en el listado estatal.

5.2. MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1. Área de estudio

Se estudiaron los ejemplares recolectados en el estado de Aguascalientes, el cual limita con los estados de Jalisco y Zacatecas. La convergencia de tres regiones biogeográficas (Sierra Madre Occidental, Mesa Central y Eje Neovolcánico) dan como resultado un mosaico paisajístico de planicies y colinas bajas (Martínez-Calderón *et al.* 2017). En Aguascalientes predomina el clima semiseco a templado, con una temperatura media anual entre los 16 °C y 18 °C y una precipitación que oscila entre los 400 mm y 800 mm anuales (CONABIO *et al.* 2008). Para la clasificación de la vegetación del estado, se siguió el esquema de uso del suelo y vegetación propuesto por el INEGI (2017).

5.2.2. Trabajo taxonómico

Se revisó la colección de líquenes del herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HUAA), dentro de la cual se estudiaron 849 ejemplares recolectados desde el 2018 hasta el 2021 en el estado. El proceso de identificación se realizó con herramientas de microscopía óptica (Leica EZ400, Leica DM 100) para la observación de las estructuras morfológicas (e.g., ascas, cilios, esporas, himenio), así como la anatomía de las estructuras sexuales (largo y ancho del epihimeno, himenio, hipotecio), entre otras características. También se aplicaron las pruebas químicas convencionales (K, C, P, I) y la exposición a la luz UV (Brodo *et al.* 2001).

Se consultaron claves taxonómicas especializadas para géneros y especies (Amtoft *et al.* 2008; Brodo *et al.* 2016; Bungartz *et al.* 2004; Kitaura *et al.* 2019; Mongkolsuk *et al.* 2015; Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007; De Souza *et al.* 2022), en conjunto con la diferenciación de los cristales de ácido salazínico y ácido norstictico, para lo cual se requirió observar la cristalización de los ácidos producidos por la reacción de la médula en contacto con KOH, cuya forma es establecida con el uso de microscopio. En el caso de los géneros y especies de Parmeliaceae, se usó la revisión de la familia para México (Herrera-Campos *et al.* 2016). La nomenclatura de las especies siguió la clasificación de Lücking *et al.* (2016a) y se verificó de acuerdo con el Consorcio de Herbarios de Líquenes de Norteamérica (CNALH 2022) y Mycobank (Mycobank 2022).

5.2.3. Riqueza líquénica

Para identificar el estado de la exploración de los municipios de Aguascalientes, se tabuló la información de la localización de cada ejemplar. Asimismo, para reconocer tendencias en la estructura de la biota líquénica del estado, se estableció la riqueza de cada sustrato y forma de crecimiento (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). Las especies con forma de crecimiento gelatinoso fueron consideradas como una forma diferente de los líquenes foliosos; igualmente, la forma de crecimiento escuamulosa se tomó en cuenta de acuerdo con la descripción de Nash III *et al.* (2002) y separada de las formas costrosas.

5.2.4. Evaluación del estado de conservación

La distribución de las especies identificadas se contrastó con las bases de datos disponibles en línea (CNALH 2022; GBIF 2022; IUCN 2022a), buscando coincidencias en los registros y aquellos que presentaron datos de georreferencia confiables o registros de herbario que permitieron validar la colección del ejemplar (se descartaron los registros que correspondían con observaciones sin un ejemplar de respaldo). La revisión de la distribución permitió el reconocimiento de especies endémicas, con las cuales se procedió a la verificación y estandarización de las georreferencias (IUCN 2022b).

Para el análisis de los criterios de la lista roja de la IUCN, se consideró el cálculo la Extensión de Ocurrencia (EOO), que corresponde a el perímetro contenido dentro del límite imaginario continuo y más corto que se puede trazar para abarcar todos los sitios conocidos de la distribución de un taxón (IUCN 2022b) y está representada por el perímetro del polígono que forman los puntos más externos. Además, se utilizó el Área de Ocupación (AOO), que corresponde al espacio óptimo del hábitat que es ocupado por un taxón (IUCN 2022b) y está representada por la suma de las cuadrículas asignadas a cada punto individual (2 km^2); los cálculos se llevaron a cabo con el uso del paquete ConR (Dauby *et al.* 2017).

Los puntos y polígonos obtenidos fueron sobrepuestos con capas de las áreas protegidas de México (Protected Planet 2022) y los mapas base del territorio y los hábitats de las especies fueron visualizados en el programa QGIS (QGIS Development Team 2016).

La evaluación del estado de conservación se hizo considerando los criterios establecidos por la IUCN, especialmente los criterios B y D, que se basan en el rango de distribución de las especies y la calidad de los hábitats ocupados por las subpoblaciones (Ravera *et al.* 2015). Se elaboró una síntesis con datos morfológicos y características de la distribución y hábitat de las especies evaluadas

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Diversidad de hongos liquenizados del estado de Aguascalientes

Se identificaron 218 especies pertenecientes a 82 géneros y 31 familias. La familia con mayor número de especies fue Parmeliaceae (54), seguida por Physciaceae (37), Collemataceae (16), Teloschistaceae (12) y Verrucariaceae (12) (ANEXO A1- Tabla S1). Del mismo modo, *Parmotrema* (15), *Xanthoparmelia* (12), *Heterodermia* (12), *Leptogium* (9) y *Physcia* (9) fueron los géneros con mayor cantidad de especies. La especie que se registró con mayor frecuencia fue *Phaeophyscia nashii* (43 registros), seguida por *Flavopunctelia soledica* (32), *Physcia biziana* y *Tayloriellina microphyllina* (21), mientras el 46% (95 especies) presentan un solo registro, como es el caso de *Anzia americana*, *Peltula euploca* y *Scytinium subaridum*, entre otras.

En este trabajo se reconocen 162 registros nuevos para el estado de Aguascalientes, de los cuales tres son además registros nuevos para México. Estos últimos corresponden a *Chrysothrix insulizans* (Chrysotricaceae), *Hertelidea botryosa* (Stereocaulaceae) y *Sarcogyne novomexicana* (Acarosporaceae) (Figura 1; ANEXO A1). Después de revisar la distribución de las especies registradas para Aguascalientes, se identificaron *Parmotrema acutatum* y *Phaeophyscia sonora* como especies endémicas del país, presentes en los ecosistemas de Aguascalientes (ANEXO A1).

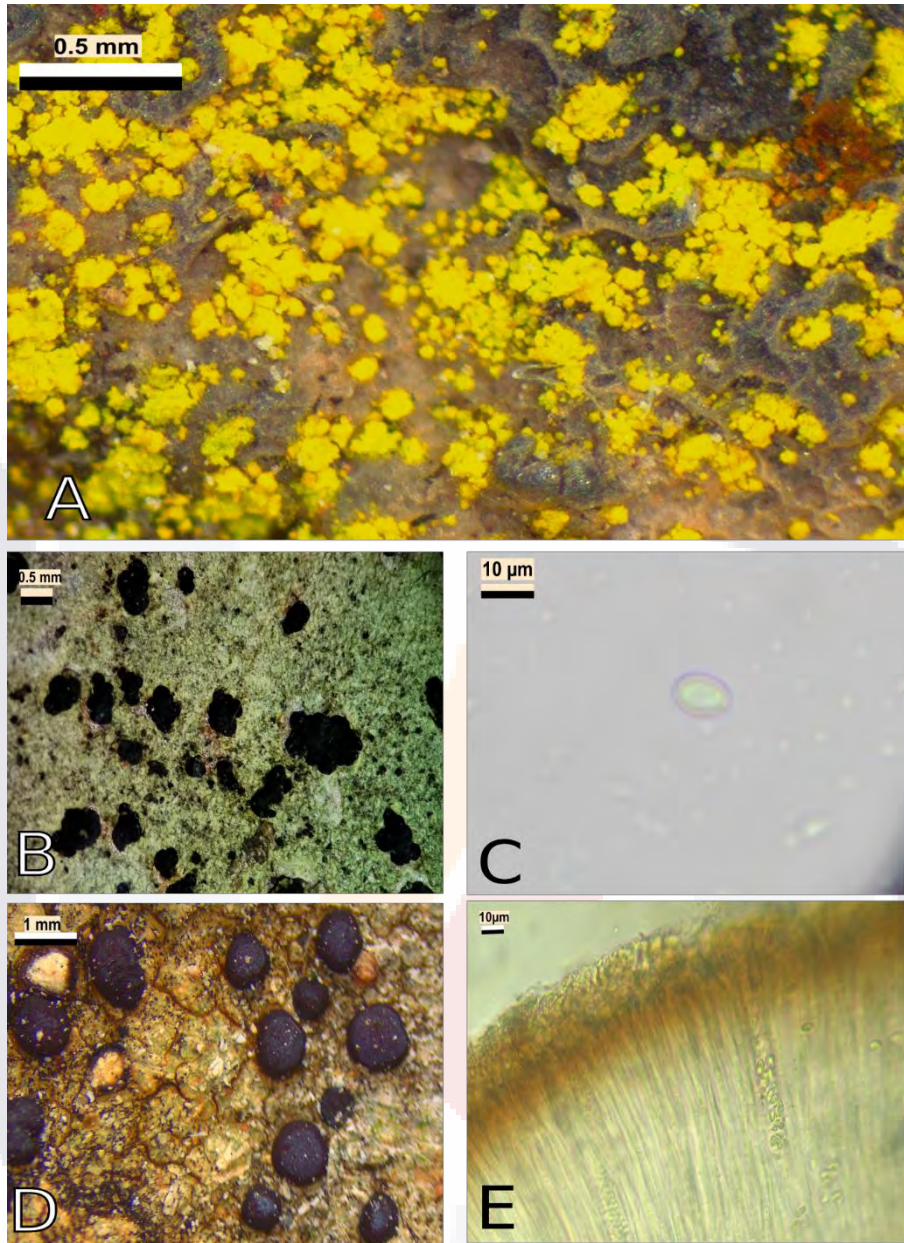


Figura 1. Características morfológicas de las especies que son registros nuevos para México. A) *Chrysothrix insulizans*, talo costroso amarillo sobre sustratos rocoso; B) *Herthelidea botryosa*, talo costroso con apotecios; C) *Herthelidea botryosa*, espora hialina y elipsoide; D) *Sarcogyne novomexicana*, talo costroso con apotecios; E) *Sarcogyne novomexicana*, himenio con esporas hialinas y elipsoides.

En cuanto a la riqueza de los sustratos, se observa un mayor número de líquenes epífitos (106 especies), seguido por los líquenes saxícolas (105) y terrícolas (27) (Tabla A1). Los tres sustratos fueron ocupados por *Coccocarpia palmicola*, mientras que otras 16 especies compartieron los sustratos de corteza y roca (*Candelaria concolor*, *Leptogium joergensenii*, *Phaeophyscia hirsuta*; Tabla S1). La familia Cladoniaceae dominó el suelo, agrupando el

35.7% de las especies, seguida por Lichinaceae, Psoraceae y Verrucariaceae, cada una con 10.7%, mientras que Parmeliaceae y Physciaceae dominaron los demás sustratos (Figura 2).

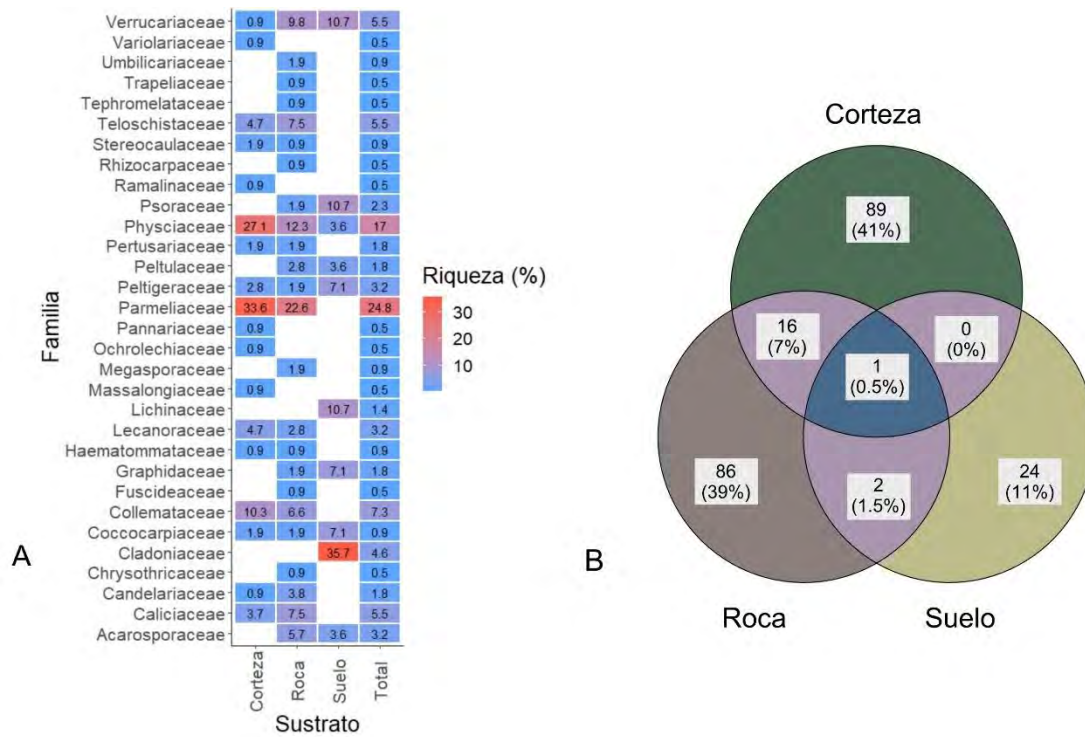


Figura 2. Riqueza de especies por sustrato. A) Riqueza relativa de cada familia agrupada por sustrato; B) Especies exclusivas y compartidas por los sustratos.

Por otro lado, la forma de crecimiento folioso fue dominante con 105 especies y a su vez representó la forma frecuente en los líquenes epífitos al agrupar el 63% de las especies de este sustrato, pero presentándose también en el suelo y la roca (Figura 3). Las especies con forma de crecimiento gelatinoso (19) representaron menos del 12% de cada sustrato, en tanto que las especies escumulosas (17) fueron registradas en su totalidad sobre suelo. Los líquenes costrosos presentaron 58 especies y estuvieron mejor representados en el sustrato rocoso, con el 36.2% de las especies. Por su parte, las especies dimórficas (10) se registraron exclusivamente sobre suelo y representaron 37% de las especies de este sustrato. Finalmente, las especies fruticosas (9) estuvieron representadas por líquenes epífitos y saxícolas.

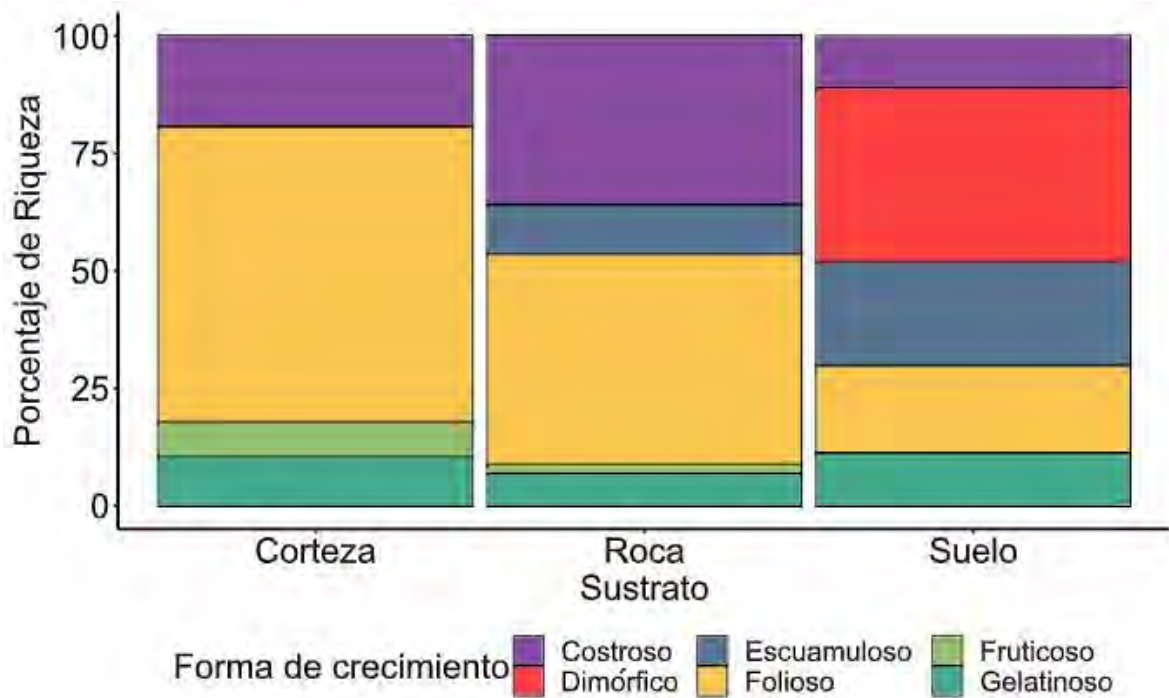


Figura 3. Riqueza relativa de especies por forma de crecimiento y sustrato.

La tabulación de la información de los ejemplares de herbario reveló la existencia de 25 sitios en donde se han colectado hongos liquenzados en el estado de Aguascalientes. La mayor parte de los sitios corresponden a matorral xerófilo (11), pero también se registraron ocho en el matorral subtropical y siete en bosques de encino (Figura 4).

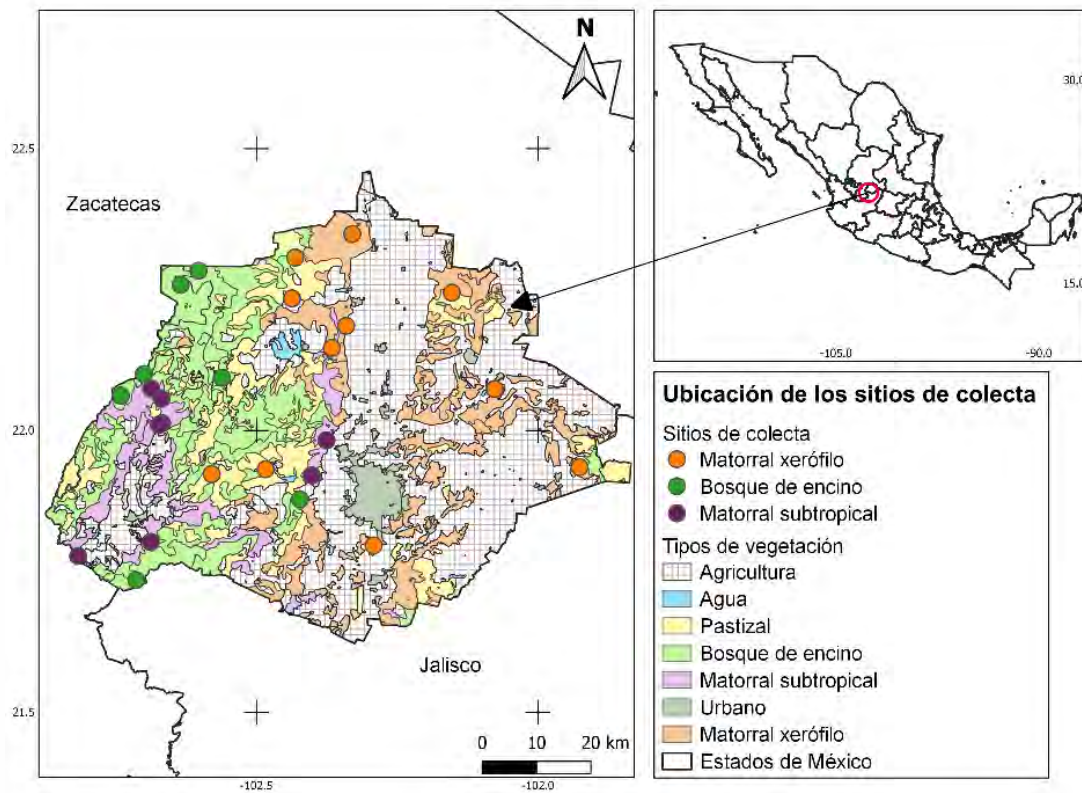


Figura 4. Localización de sitios de recolección en el estado de Aguascalientes y los tipos de vegetación registrados.

Dentro de los nueve municipios en los que se registra la recolección de muestras, Calvillo resultó ser el mejor explorado y el más diverso con 113 especies (396 registros), seguido por San José de Gracia con 93 especies (210 registros) y Jesús María con 52 especies (90 registros). El 52% restante corresponde a los demás municipios, cada uno agrupando menos de 37 especies (Figura 5). En los municipios de Pabellón de Arteaga y San Francisco de los Romo, hasta el momento, no se ha hecho ningún muestreo de hongos liquenizados.

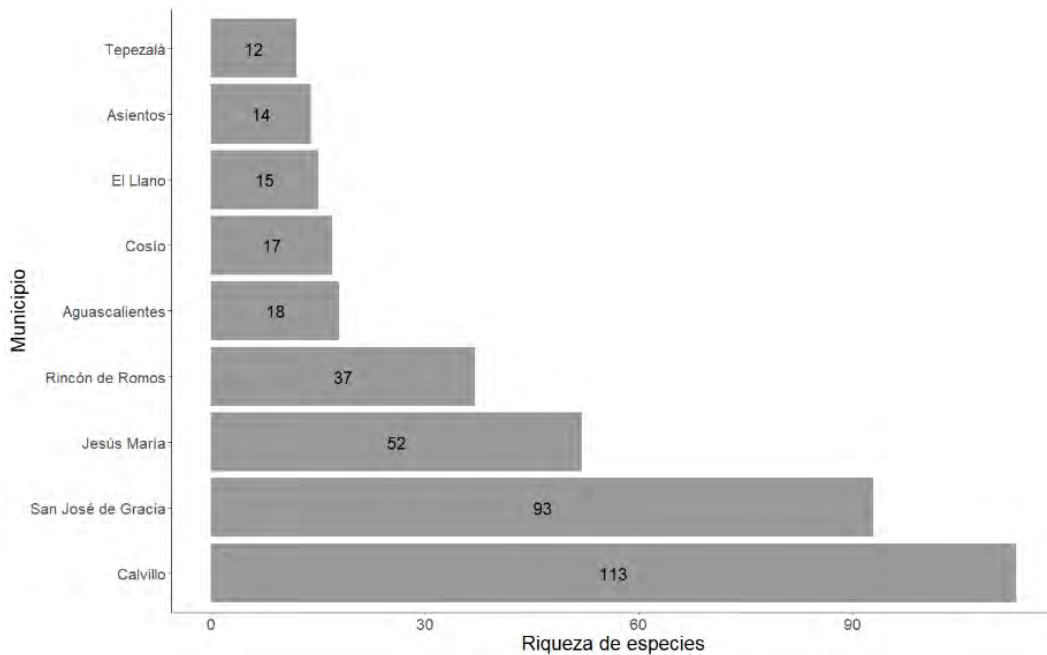


Figura 5. Riqueza de especies de hongos liquenizados por municipio del estado de Aguascalientes.

5.3.2. Estado de conservación para las especies endémicas de México registradas en Aguascalientes.

Parmotrema acutatatum Kurok. – El talo se adhiere al sustrato solo por una porción del talo y por presentar lóbulos lineales y divididos en dos porciones; presenta una superficie superior lustrosa, maculada y de color blanquecino, sin estructuras de reproducción asexual y usualmente con apotecios (Figura 6). Apotecios sésiles a subestipitados, margen del mismo color que el talo y disco de color marrón; superficie inferior negra con ricinas abundantes. La corteza superior contiene atranorina y chloratranorina (K+ amarillo), mientras la médula presenta ácido salazínico y consalazínico (K+ rojo (cristales en forma de X); P+ anaranjado).



Figura 6. Características morfológicas de *Parmotrema acutatatum*. A) Vista de la superficie superior, ejemplar húmedo, en campo; B) Detalle de la superficie superior y los apotecios; C) Detalle de la superficie inferior sin cilios marginales; D) Máculas y picnidios. Escalas: B) 1mm; C) 1 mm y D) 0.5mm.

Esta especie se encontró frecuentemente en los bosques de encino (*Quercus* spp.) de Aguascalientes y fue registrada en Áreas Naturales Protegidas (ANPs) como la Sierra Fría y la Sierra del Laurel. Fuera del estado, la especie se conoce de Jalisco, Nayarit, Oaxaca y Estado de México, en donde se presenta en bosques de pino y encino (Herrera-Campos *et al.* 2016), sobre los cuales las principales amenazas son la construcción de vías de transporte y los cambios en el uso del suelo. El EOO = 192,141 km² y AOO = 40 km² (Figura 7) permiten proponer a esta especie dentro de la categoría de Preocupación Menor (LC), teniendo en

cuenta su distribución amplia en el territorio mexicano y su presencia en Áreas Naturales Protegidas.

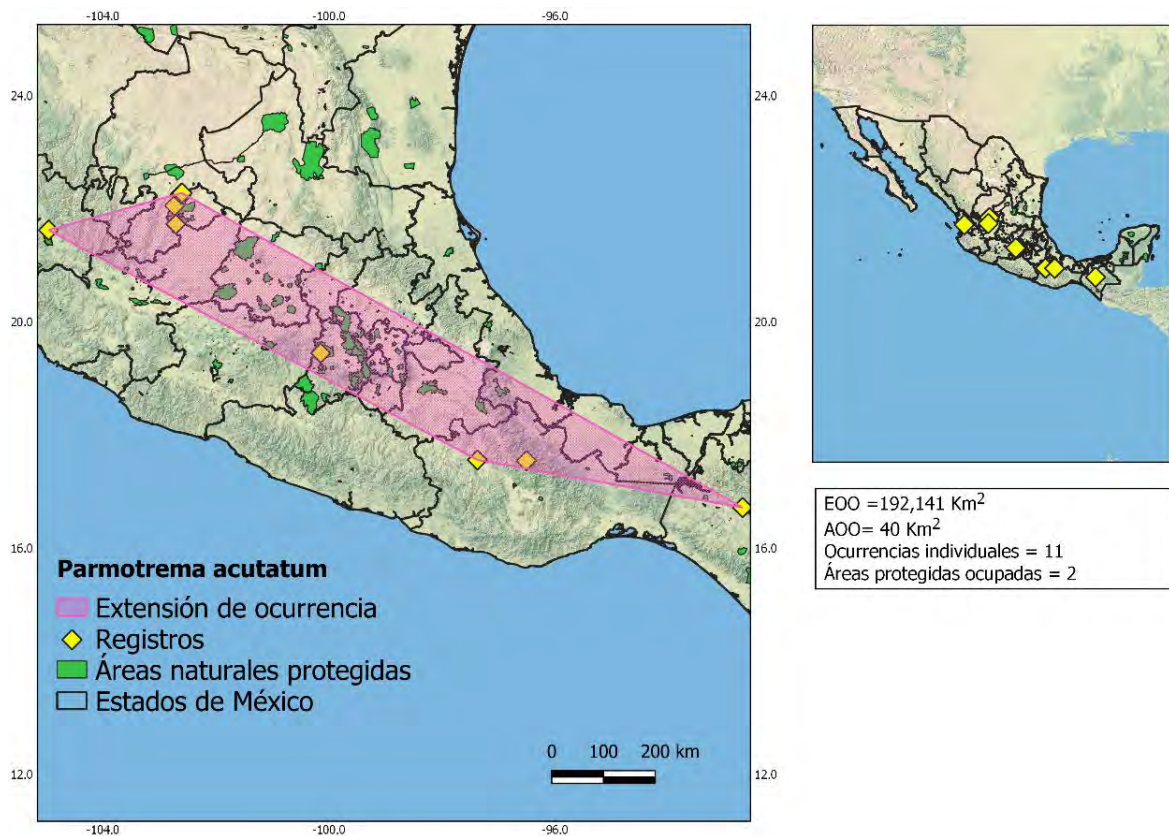


Figura 7. Área de ocupación (AOO) y extensión de ocurrencia (EOO) para la evaluación del estado de conservación para *Parmotrema acutatum*.

Phaeophyscia sonora Essl. - Talo caracterizado por estar postrado y fuertemente adherido al sustrato. Lóbulos irregularmente divididos arreglados en una disposición orbicular. Superficie superior opaca, grisácea y cubierta por una capa epinecral semejante a pruina (Figura 8). Apotecios generalmente abundantes, con márgenes del mismo color del talo, disco oscuro, estructuras de reproducción asexual ausentes. Superficie inferior de color blanco y con ricinas del mismo color. Las reacciones químicas fueron negativas tanto en la corteza superior como en la médula.

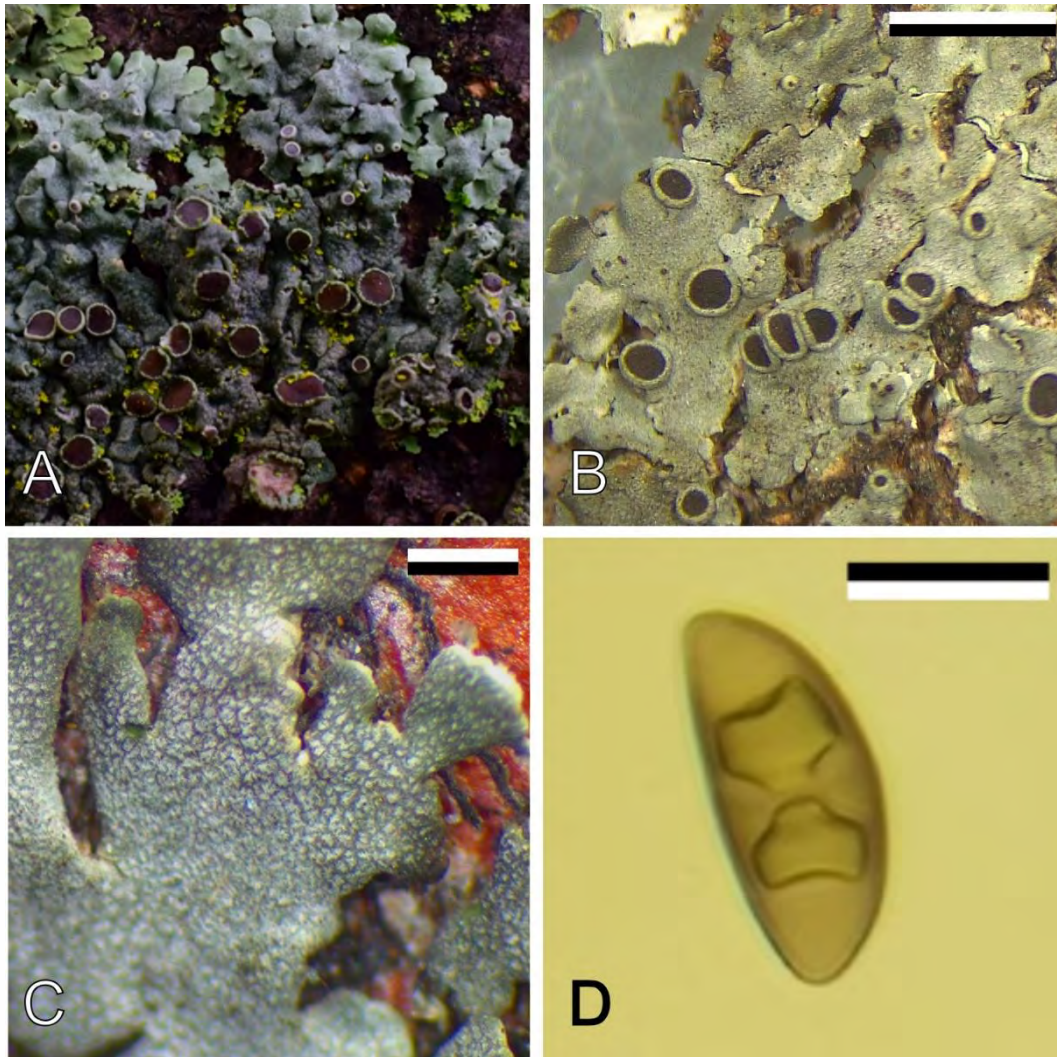


Figura 8. Características morfológicas de *Phaeophyscia sonorae*. A) Vista de la superficie superior, ejemplar en campo y húmedo; B) Detalle de la superficie superior con apotecios, ejemplar seco; C) Detalle de la capa epinecral en la superficie superior; D) Ascospora septada y marrón grisácea. Escalas: B) 2mm; C) 0.5 mm, D) 10 μ m.

Esta especie solo se había registrado para el estado de Sonora en matorral espinoso (Nash III *et al.* 2004); en Aguascalientes, se registró en los remanentes de selva baja caducifolia y matorral subtropical al suroeste del estado. El EOO = 18,285 km² y AOO = 16 km² (Figura 9) permiten proponer a la especie dentro de la categoría de Vulnerable (VU) de acuerdo con los criterios B1+2ab (iii), los cuales se relacionan con la disminución en la calidad del hábitat y el número de localidades o subpoblaciones reportadas. En Aguascalientes, sus principales amenazas se relacionan con la reducción de la calidad de hábitat debido a la ampliación de la frontera agrícola y de las áreas de recreación y turismo; para el estado de Sonora, sus

amenazas están asociadas a la incidencia de vías de transporte terrestre. Esta categorización se justifica teniendo en cuenta su número reducido de localidades (registros con AOO muy distantes) y su área de ocupación. Esta especie se destacaba por ser endémica de México; sin embargo, se detectó un registro en Corea del Sur (Wang *et al.* 100376; 35.605 N, 127.660 E; espécimen depositado en el herbario del Korean Lichen Research Institute, Sunchon National University). Si se tiene en cuenta este registro, los parámetros EOO y AOO cambiarían (EOO =153,887.1 km² y AOO =20 km²), aunque la categoría se mantendría teniendo en cuenta el número bajo de localidades y el valor de AOO.

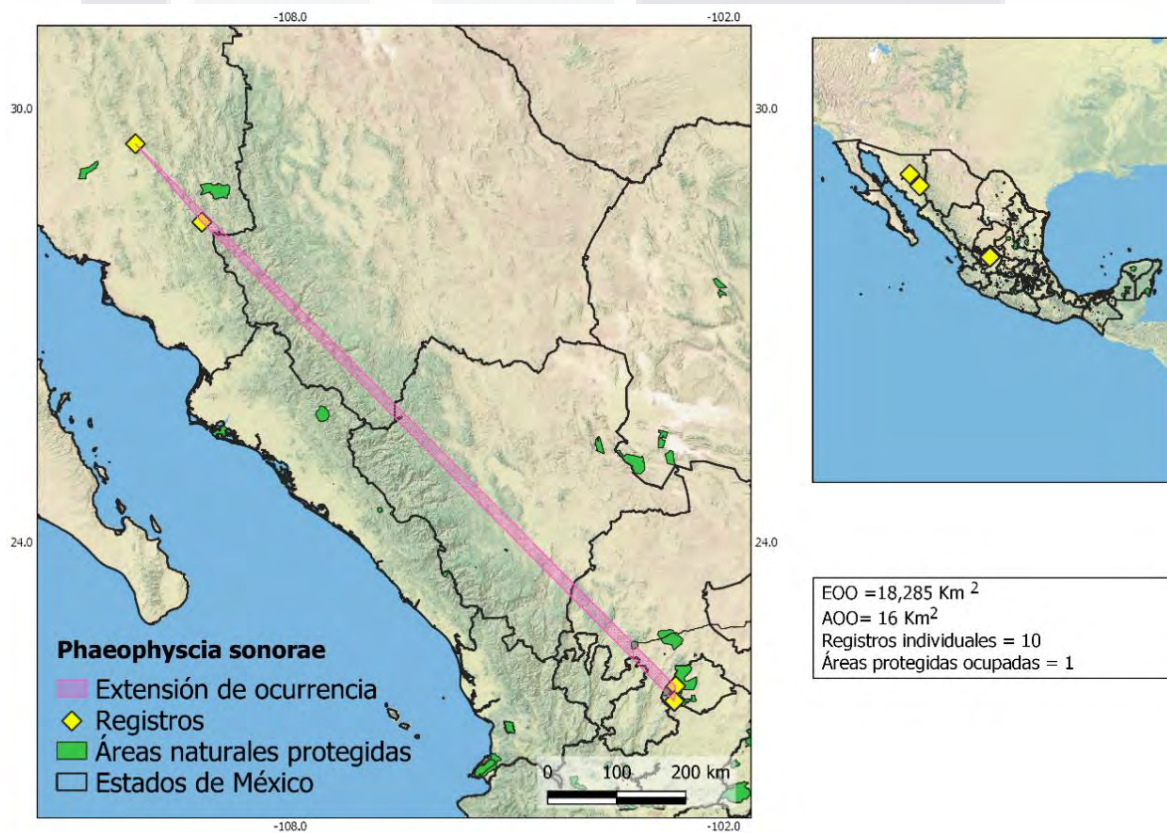


Figura 9. Área de ocupación (AOO) y extensión de ocurrencia (EOO) para la evaluación del estado de conservación para *Phaeophyscia sonoreae*.

Adicionalmente, entre las especies identificadas para el estado de Aguascalientes, se registró a *Punctelia caseana* Lendemer & Hodk. que ha sido previamente publicada en la

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación Menor (LC). La categoría asignada deriva de su distribución amplia en México y Estados Unidos.

5.4. DISCUSIÓN

La revisión de ejemplares ya reportados por Miguel-Vázquez *et al.* (2021), permitió identificar a nivel de especie material que se encontraba determinado solamente a nivel de género: *Acarospora strigata* (Martínez-Durón A. 246), *Candelina mexicana* (Ocampo G. 2384), *Heterodermia albicans* (Miguel-Vázquez M. 785), *Leptogium austroamericanum* (Miguel-Vázquez M. 814), *Parmotrema cetratum* (Miguel-Vázquez M. 886), *Parmotrema hypoleucinum* (Miguel-Vázquez M. 807), *Polycauliona impolita* (Martínez-Durón A. 135), *Psorula rufonigra* (Miguel-Vázquez M. 889) y *Xanthoparmelia moctezumensis* (Miguel-Vázquez M. 807).

Asimismo, se corrigió la identificación de ejemplares que corresponden a *Flavopunctelia soledica* (Ocampo G. 2385, 2394), *Leptogium joregensii* (Simijaca D. 2095) y *Phaeophyscia nashii* (Martínez-Durón A. 219a) para las muestras identificadas previamente como *Parmotrema austrosinense*, *Leptogium denticulatum* y *Physciella chloanta* por Miguel-Vázquez *et al.* (2021), con lo cual se descarta la presencia de dichas especies en el estado de Aguascalientes. En este trabajo, se actualiza la biota líquénica para el estado de Aguascalientes y se adicionan 162 registros nuevos, que resultan de la revisión de dos tipos de vegetación adicionales a lo anteriormente explorado en el estado.

Parmeliaceae y Physciaceae destacan como las familias de mayor riqueza a nivel nacional (Córdova-Chávez *et al.* 2016; Herrera-Campos *et al.* 2014; León-González & Pérez-Pérez 2020). Los líquenes de Aguascalientes siguen la misma tendencia, ya que estas dos familias en conjunto acumulan el 42% de las especies del listado. Este número aumentó con respecto al reportado por Miguel-Vázquez *et al.* (2021), como resultado del muestreo de sustratos como *Bursera fagaroides* (Kunth) Engl. (Burseraceae), *Ipomoea murucoides* Roem. & Schult. (Convolvulaceae) y *Manihot caudata* Greenm. (Euphorbiaceae) en el matorral subtropical, además de *Quercus* spp. y algunas coníferas en los bosques de encino.

La inclusión de dos tipos de vegetación adicionales provocó un aumento sustancial en el conocimiento de la riqueza de los sustratos y las formas de crecimiento. En general, las

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

especies epífitas y la forma de crecimiento foliosa mostraron la mayor riqueza. Sin embargo, al separar las formas de crecimiento por tipo de sustrato, se observa la dominancia de los talos dimórficos en el suelo y una mejor representación de los talos costrosos sobre las rocas.

Estas diferencias en la riqueza pueden relacionarse con la presencia de estrategias adaptativas de los líquenes costrosos ante los cambios de humedad y escurrentía en diversos ecosistemas y sustratos (Giordani *et al.* 2014; Lakatos *et al.* 2006). Las variaciones en la riqueza de las formas fruticosas y dimórficas pueden asociarse no solo con la disponibilidad de sustratos, sino con los estados de sucesión o perturbación de los sitios de muestreo. Autores como Koch *et al.* (2013) y Benítez *et al.* (2018) encuentran una fuerte relación entre las formas de crecimiento presentes y la cobertura del dosel de las diferentes etapas de sucesión del bosque. Aunque en Aguascalientes no se ha estudiado puntualmente el uso de líquenes como indicadores de perturbación o la afinidad de las comunidades liquénicas por determinado tipo de vegetación, este trabajo representa un marco de referencia para el desarrollo de estudios ecológicos que exploren la influencia de las variables ambientales en la composición liquénica de los ensamblajes comunitarios que puedan asociarse a un tipo de vegetación determinado (Simijaca *et al.* datos inéditos).

Los valores de diversidad liquénica en estados como Aguascalientes, Querétaro y Zacatecas demuestran que la región centro-norte de México es la menos explorada (Herrera-Campos *et al.* 2014); no obstante, algunos estudios han permitido el enriquecimiento de los listados estatales en esta región e incluso aportaron nuevos registros a nivel nacional (Miguel-Vázquez *et al.* 2021; Puy-Alquiza *et al.* 2018). En este trabajo, se reportan en total 218 especies (162 especies como registros nuevos), lo cual disminuye la brecha en cuanto a la exploración de la región centro-norte y de Aguascalientes. Los hallazgos registrados aquí, brindan información a investigadores y tomadores de decisiones para el establecimiento de políticas públicas, las cuales pueden fortalecer las áreas prioritarias para la conservación del estado que albergan diversas especies de líquenes.

México cuenta con más de 180 ANPs (CONANP 2022) y programas e investigaciones que hacen seguimiento de algunas especies priorizadas (García-Morales *et al.* 2014; Meza-Parral & Pineda 2015). Además, se reconocen categorías de amenaza para cerca de 11,620 especies de plantas, animales y hongos (IUCN 2022a), lo que permite una vigilancia y regulación

constantemente. Sin embargo, los líquenes son elementos escasamente considerados dentro de las estrategias de evaluación y protección (Allen *et al.* 2019), pues dentro de las 597 especies de hongos evaluadas hasta la fecha (Mueller *et al.* 2022), el territorio mexicano solo cuenta con 57 especies evaluadas, de las cuales 15 son líquenes. Este desconocimiento los hace propensos a impactos negativos, como el uso y venta no regulado en mercados locales (Guzmán-Guillermo *et al.* 2019) y el cambio de uso del suelo (Stofer *et al.* 2006).

En este trabajo, se presenta la evaluación de *Parmotrema acutatum* (Preocupación menor-LC) y *Phaeophyscia sonorae* (Vulnerable-VU) mediante el uso del criterio B para la categorización de especies amenazadas (IUCN 2022). Además, se alienta a que se efectúen ejercicios de evaluación posteriores; catalizados por las comunidades locales y apoyados por entidades académicas y gubernamentales (Böhm *et al.* 2022), buscando que los líquenes sean visibilizados y reconocidos como elementos a incluir en la formulación de políticas públicas.

Con respecto a la categoría sugerida para *Phaeophyscia sonorae*, es pertinente evaluar la información asociada al registro de esta especie en el municipio de Hamyang, provincia de Gyeongsangnam, en Corea del Sur (Wang *et al.* 100376; 35.605 N, 127.660 E; espécimen depositado en el herbario del Korean Lichen Research Institute, Sunchon National University). En la revisión de *Phaeophyscia* para Corea del Sur (Liu & Hur 2019), ofrecen para este ejemplar una descripción morfológica que coincide con la especie, pero no incluye material adicional (fotografías, secuencias de ADN) que permita una comparación más precisa. Al revisar los ecosistemas en los que se presenta *Phaeophyscia sonorae*, se destaca una diferencia amplia, pues mientras en Corea del Sur el ejemplar se asocia a bosques de *Quercus*, en México los registros de la especie provienen de matorrales espinosos y subtropicales (Nash III *et al.* 2004 y este estudio), sobre árboles de *Acacia* (Fabaceae) y *Manihot* (Euphorbiaceae). Cabe mencionar la posibilidad de que el registro de Corea del Sur corresponda con una especie críptica, para cuya diferenciación se requiere un análisis más detallado y el uso de herramientas de biología molecular (Lücking *et al.* 2021). De hecho, el género *Strigula s.l.* es un ejemplo de especies crípticas presentes en el trópico asiático y el neotrópico (Shu-Hua *et al.* 2022).

Aún con la posibilidad de que todos los registros correspondan a la misma especie, *Phaeophyscia sonorae* (incluyendo el registro de Corea del Sur) puede considerarse dentro

de la categoría Vulnerable (VU) a nivel global. Lo anterior es consecuencia de la separación de sus subpoblaciones y el número bajo de localidades (Criterio D), así como el AOO de 20 km² (Criterio B2a). En un sentido más estricto, puede considerarse la categoría de Información deficiente (DD), teniendo en cuenta los vacíos de información respecto a el tamaño de las poblaciones de *P. sonoreae* y su variación en el tiempo (Criterios A y C). Esta mención como información deficiente (DD) puede promover la búsqueda de recursos, datos y el monitoreo de las poblaciones conocidas.

Por otra parte, la elaboración de listados y la revisión de ejemplares herborizados, permite establecer un marco histórico de la distribución de las especies y detectar impactos persistentes en las poblaciones (Allen *et al.* 2019). La publicación de inventarios hace disponible la información de la distribución de las especies en repositorios y bases de datos (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). Esto facilita la estandarización e inclusión de dicha información para su uso en los ejercicios de categorización, como ocurre en este estudio con *Parmotrema acutatum* y *Phaeophyscia sonoreae*, así como con 597 especies de hongos que cuentan con evaluación de su estado de conservación (Mueller *et al.* 2022).

Asimismo, un aspecto esencial en la elaboración de listas rojas y evaluaciones del estado de conservación es la actualización de la taxonomía de las especies. Por ejemplo, las investigaciones para desentramar los complejos de especies en los géneros *Cora* (Lücking *et al.* 2016a), *Lobariella* (Moncada *et al.* 2013) y *Sticta* (Moncada *et al.* 2015), han contribuido al desarrollo de listas rojas locales en Colombia (Gaya *et al.* 2021; Simijaca *et al.* 2022) y al reconocimiento de la amenaza crítica sobre *Cora timucua* (Lücking *et al.* 2020). En México, además de *Parmotrema acutatum* y *Phaeophyscia sonoreae*, se cuenta con más de 100 especies endémicas de líquenes, entre de las cuales *Cora benitoana* y *Cora buapana* carecen de evaluaciones del estado de conservación debido a su hallazgo reciente (Moncada *et al.* 2019). Lo anterior realza la importancia de continuar con estudios taxonómicos para elaborar listas locales, estatales y nacionales de especies, que permitan completar vacíos y deficiencias en la identificación de colecciones científicas. Con ello, se podrán promover la elaboración de listas rojas que impacten positivamente en la formulación de estrategias y políticas públicas de protección de los hongos liquenizados.

6. CAPÍTULO 2: DIVERSIDAD DE LAS COMUNIDADES LIQUÉNICAS COMO INDICADORA DE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN

6.1. INTRODUCCIÓN

La simbiosis liquénica es considerada como un modo de vida evolutivamente ubicuo, dado que su asociación ocurrió en diferentes momentos de la evolución de los hongos (Nelsen *et al.* 2020). Pero la ubicuidad de los líquenes no solo se manifiesta en su evolución, sino en su capacidad de colonizar sustratos múltiples (suelo, roca, corteza y superficies artificiales), con lo cual ejercen influencia en la estructura y dinámica de los ecosistemas (Cáceres *et al.* 2007) donde se reconoce su papel como fijadores de nitrógeno (Belnap 2002; Gutiérrez-Larruga *et al.* 2020), reguladores de los flujos de agua y energía (Gauslaa 2014; Lakatos *et al.* 2006; Matos *et al.* 2019; Palmqvist & Sundberg 2000), formadores y acumuladores de suelo (Belnap & Lange 2001) y su interacción con plantas vasculares (Ellis 2012), artrópodos (Lalley *et al.* 2006), aves y mamíferos (Brodo *et al.* 2001).

La versatilidad de los líquenes ha despertado el interés por reconocer su respuesta ante eventos de disturbio, con lo cual se ha detectado la variación en la riqueza y composición de sus comunidades ante eventos de contaminación atmosférica (Asta *et al.* 2002; Käffer *et al.* 2011; Koch *et al.* 2016; Rubiano & Chaparro 2006), fragmentación de bosques (Benítez *et al.* 2015; McCune 2000; Rivas Plata *et al.* 2008) e incluso se ha evaluado el efecto del manejo forestal y el impacto de reemplazar bosques nativos por especies introducidas de árboles (Ardila *et al.* 2014; Calviño-Cancela 2013; Käffer *et al.* 2009; Simijaca *et al.* 2018). Como consecuencia, se ha identificado la sensibilidad de los líquenes ante gradientes de humedad o disponibilidad de luz (Benítez *et al.* 2012; Lücking 1998a, b; Soliveres & Eldridge 2020; Soto *et al.* 2012), entre otras variables involucradas en la preferencia de los líquenes por determinados ambientes y sustratos.

Si bien la riqueza y composición de una comunidad son parámetros que describen una comunidad de organismos, los rasgos funcionales pueden ser usados para entender los mecanismos de ensamblaje de dichas comunidades y su relación con gradientes de cambio ambiental (Díaz & Cabido 1997; Lavorel & Garnier 2002). De hecho, los rasgos funcionales

se definen como aquellas características morfológicas, fisiológicas o fenológicas que varían como respuesta a los cambios ambientales (Violle *et al.* 2007).

De manera práctica, los rasgos funcionales detectables en los líquenes se pueden clasificar en rasgos blandos (características morfológicas observables a simple vista) y rasgos duros (aquellos que requieren mediciones y procedimientos complejos, generalmente asociados con la fisiología de los organismos), dependiendo de la naturaleza de la información obtenida (datos continuos o categóricos) y de las dificultades procedimentales presentes en la obtención de dicha información (Ellis 2012; Ellis *et al.* 2021). Por lo tanto, las formas de crecimiento, estrategias reproductivas, tipos de fotobionte y los sustratos se consideran como rasgos funcionales blandos y se han utilizado para reconocer las reglas de ensamblaje de las comunidades liquénicas y su relación con determinadas variables ambientales (Asplund & Wardle 2017; Cornelissen *et al.* 2007), con la ventaja de que la extracción de información para estos rasgos puede realizarse tanto en campo como en colecciones de herbario (Willis *et al.* 2017).

El uso de rasgos funcionales blandos para explorar las respuestas de los líquenes es una práctica común y que destaca algunas tendencias particulares (Concostrina-Zubiri *et al.* 2014b; Hurtado *et al.* 2020; Soto-Medina *et al.* 2019; Tripp *et al.* 2016). Por ejemplo, al evaluar los rasgos funcionales de las comunidades expuestas a contaminación atmosférica, es usual que las formas foliosas de lóbulos estrechos, con superficies pruinosas y acompañadas de estructuras de reproducción asexual (soredios) dominen los sitios urbanizados y con mayor contaminación (Koch *et al.* 2019; Llop *et al.* 2017; Lucheta *et al.* 2019; Pinho *et al.* 2011). Asimismo, se reconoce que los tipos de fotobionte son sensibles a la disponibilidad hídrica (Gauslaa 2014; Matos *et al.* 2015) y al calentamiento global (Aptroot & van Herk 2007; Marini *et al.* 2011).

Para México, se reconocen múltiples enfoques mediante los que se ha abordado la ecología de los líquenes, incluyendo estudios que documentan la biota liquénica en forófitos específicos como *Alnus acuminata* (Betulaceae), *Juniperus flaccida* (Cupressaceae) y *Quercus laurina* (Fagaceae), entre otros (Castillo-Campos *et al.* 2019; Córdova-Chávez *et al.* 2016; León-González & Pérez-Pérez 2020; Pérez-Pérez *et al.* 2008, 2015; Ramírez 2019). La diversidad liquénica también se ha utilizado para medir la calidad del aire y el impacto de

la urbanización en la composición y abundancia de las comunidades (Pérez-Pérez & Guzmán 2015; Zambrano *et al.* 2000), para evaluar el efecto del manejo forestal en la riqueza líquénica (Pérez-Pérez 2005; Pérez-Pérez *et al.* 2011) y para reconocer los patrones de distribución y la diversidad filogenética de la familia Parmeliaceae (Lücking *et al.* 2016c). Adicionalmente, se ha estudiado la relación de los líquenes costrosos con la economía de carbono, las cadenas tróficas y el flujo de nutrientes en el bosque tropical seco (Miranda-González & McCune 2020).

Aun cuando se reconoce un interés creciente en el estudio de la ecología de los líquenes en el territorio mexicano, es evidente el vacío de información en la región central de México que permanece poco estudiada, si se compara con otros estados al norte y sur del país (Herrera-Campos *et al.* 2014). Uno de los estados que requiere de atención es Aguascalientes, donde solamente se han realizado estudios taxonómicos (Álvarez & Guzmán-Dávalos 2009; Miguel-Vázquez *et al.* 2021) y donde no existe una perspectiva amplia que permita evaluar los impactos de las actividades humanas en la diversidad líquénica y tomar decisiones que favorezcan la conservación de los hongos liquenizados. En aras de establecer un marco referencial para los estudios de ecología de líquenes en el estado de Aguascalientes, en este capítulo se tienen los siguientes objetivos: a) comparar la riqueza, composición y disimilitud de las comunidades líquénicas presentes en tres tipos de vegetación que son comunes y abundantes en el estado, b) explorar la incidencia de las variables ambientales en la composición de las comunidades líquénicas y c) identificar especies y rasgos funcionales de los líquenes que puedan seleccionarse como indicadores de cada tipo de vegetación estudiado.

Se espera que los cambios en la precipitación y elevación tengan influencia en la riqueza y composición de las comunidades líquénicas, con lo cual se pueda distinguir la biota presente en el matorral xerófilo, el matorral subtropical y el bosque de encino del estado de Aguascalientes. Del mismo modo, se hipotetiza que formas de crecimiento y especies de talla pequeña y con reproducción sexual estarán asociadas con elevaciones bajas y precipitación escasa, mientras que los rasgos asociados a talos amplios y la reproducción asexual estarán relacionadas con tipos de vegetación de elevación y precipitación más alta.

6.2. MATERIALES Y MÉTODOS

6.2.1. Área de estudio

Se incluyeron los ejemplares identificados en el capítulo anterior (Capítulo 1, ANEXO A1-Tabla S1), que corresponden con aquellos recolectados en el estado de Aguascalientes y que forman parte de la colección de líquenes del Herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HUAA). Aguascalientes se encuentra rodeado por los estados de Jalisco y Zacatecas y es parte de la región conocida como la meseta mexicana (INEGI 1981). Desde una perspectiva florística, gran parte del estado de Aguascalientes corresponde con la región xerófila de México, aunque hay elementos de selva bajacaducifolia, bosques de coníferas y bosques de encinos (Rzedowski 2006; Siqueiros-Delgado *et al.* 2016). La información de los sitios de muestreo se extrajo de las etiquetas de los ejemplares depositados en la colección y cada sitio se asoció a un tipo de vegetación de acuerdo con su geoposicionamiento. Para la clasificación de la vegetación del estado, se siguió el esquema de uso del suelo y vegetación propuesto por el INEGI (2017).

6.2.2. Trabajo taxonómico

Se estudiaron 849 ejemplares recolectados desde 2018 hasta 2021 en Aguascalientes y que están depositados en la colección de líquenes del Herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HUAA). Teniendo en cuenta que las muestras corresponden con aquellas identificadas en el capítulo anterior, el proceso de identificación taxonómica es el que se describe en el Capítulo 1 (Ver numeral 5.2.2.), incluyendo la verificación nomenclatural de acuerdo con el Consorcio de Herbarios de líquenes de Norteamérica (CNALH 2022).

6.2.3. Índices de diversidad

El número de especies por sitio de muestreo (riqueza) se utilizó como medida de la diversidad alfa. El total de especies por tipo de vegetación se consideró como medida de la diversidad gamma y las diferencias entre la diversidad promedio por tipo de vegetación se evaluaron

mediante la prueba de Mann-Whitney (Ardila *et al.* 2014). Teniendo en cuenta que el número de sitios de muestreo por tipo de vegetación fue desigual, se realizó una transformación logarítmica a los valores de la diversidad gama: $\gamma' = \gamma/100 \times \log(N)$ (donde γ' fue la transformación logarítmica de la diversidad gamma, γ fue la diversidad gamma original y N representa el número de sitios por tipo de vegetación) (Cáceres *et al.* 2007).

La diversidad beta fue estimada como el valor de Beta total (β_{cc}), que incluye la suma de los parámetros de remplazamiento (β_{-3}) y las diferencias en la riqueza (β_{rich}) en una comparación pareada (Carvalho *et al.* 2012). Adicionalmente, se realizó el conteo de las especies compartidas y las especies exclusivas de cada tipo de vegetación, las cuales se representaron mediante un diagrama de Venn, usando la función ggVennDiagram del paquete ggplot (Wickham 2011) en RStudio Verzani 2011).

6.2.4. Parámetros ambientales

Los tipos de vegetación fueron identificados de acuerdo con la capa de clasificación de usos del suelo y comunidades vegetales de México (INEGI 2017). En el territorio de Aguascalientes se reconocieron a los bosques de encino, el matorral subtropical y el matorral xerófilo como las comunidades vegetales más abundantes en el estado (Siqueiros-Delgado *et al.* 2016). Los valores de promedio anual para la temperatura y precipitación para cada sitio de muestreo fueron obtenidos con información desde el año 1980 hasta 2009 (Cuervo-Robayo *et al.* 2020) y visualizados mediante imágenes en formato raster que se encuentran disponibles en el Geoportal de CONABIO (CONABIO 2021). Los datos de elevación se extrajeron de la capa del Geoportal proporcionada por Guevara & Arroyo-Cruz (2016). La información fue compilada y visualizada usando QGIS 3.4 (QGIS Development Team 2016) Posteriormente, mediante un Análisis de Componentes Principales (PCA), se confirmó la linealidad de los datos de temperatura y elevación, por lo que se eliminó la primera y se seleccionaron la elevación y la precipitación como las variables a considerar en el estudio.

6.2.5. Comunidades liquénicas

Para verificar la heterogeneidad entre tipos de vegetación y adentro de cada uno de estos, se realizó un Procedimiento de Permutación Multi Respuesta, usando la distancia de Sørensen como medida de la disimilitud (Koch *et al.* 2019). La relación espacial entre las comunidades líquénicas (sitios de muestreo) y las variables ambientales se visualizó mediante un Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (NMDS) con 500 aleatorizaciones (usando la distancia de Sørensen) para establecer el estrés y la dimensionalidad de la ordenación (Ardila *et al.* 2014; Ramírez-Morán *et al.* 2016). Adicionalmente se realizó un análisis de conglomerados (cluster), utilizando como método de agrupamiento a la beta flexible $\beta = -0.25$ y la distancia de Sørensen como medida de la disimilitud (Cáceres *et al.* 2008). La afinidad de las especies por determinado tipo de vegetación se examinó mediante el Análisis de Especies Indicadoras (ISA), usando 1000 aleatorizaciones basadas en la prueba de Monte Carlo (McCune *et al.* 2000). Los análisis se realizaron en el programa PCORD versión 7.08 (McCune & Mefford 2018).

6.2.6. Rasgos funcionales

Con base en las especies identificadas, se construyó una matriz de presencia/ausencia que incluyó la información de las formas de crecimiento (costroso, compuesto, folioso de lóbulos estrechos, folioso de lóbulos amplios, fruticoso, gelatinoso), tipos de fotobionte (Chlorophyta, Cyanophyta) estructura reproductiva (ausente, apotecio, peritecio, isidio, soledio, lóbulo, combinado (estructura sexual y asexual en un mismo talo)) y los sustratos (roca, suelo, corteza, múltiple (cuando se presentó en más de un sustrato)), que fueron considerados como rasgos funcionales (Chuquimarca *et al.* 2019). Esta información, junto con la abundancia de las especies, se utilizó para calcular la media ponderada de la comunidad (CWM) y describir la composición funcional de cada tipo de vegetación (Koch *et al.* 2022; Pla *et al.* 2012).

La afinidad de los rasgos funcionales por cada tipo de vegetación se evaluó mediante el Análisis de Especies Indicadoras (ISA), usando 1000 aleatorizaciones (Lucheta *et al.* 2019). Con los rasgos que resultaron como significativos se realizó un NMDS, cuya ordenación final representó la relación espacial entre comunidades líquénicas, variables ambientales y rasgos funcionales (Matos *et al.* 2015). Finalmente, para medir la magnitud de la relación entre

variables ambientales y rasgos funcionales, se llevó a cabo un análisis de Fourth Corner (Legendre *et al.* 1997; McCune 2015) usando 1000 aleatorizaciones combinadas (entre filas y columnas). Este último análisis se realizó en el programa PCORD versión 7.08 (McCune & Mefford 2018) y se representó utilizando la función ggcorrplot del paquete ggplot (Wickham 2011) en RStudio (Verzani 2011).

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Diversidad alfa

Durante la revisión de los ejemplares fueron identificados 25 sitios de muestreo (ver Figura 4), que incluyen 11 sitios en matorral xerófilo, ocho en matorral subtropical y seis en bosque de encino (Tabla 1).

Tabla 1. Localización, parámetros ambientales y riqueza de cada uno de los sitios de muestreo

Vegetación	Sitio de muestreo	Latitud	Longitud	Elev	Temp (°C)	Precip (mm/y)	Riqueza
Matorral xerófilo	Boca de Túnel	22.2344	-102.4368	2113	16.4	517.5	14
	Buenos Aires	21.9225	-102.5795	2272	16.2	635.6	13
	Campus Sur UAA	21.7794	-102.2942	1900	17.4	522.3	17
	Cerro El Capulín	22.2445	-102.1532	2172	16.2	476.1	12
	El Tule	22.0738	-102.0771	2001	16.8	458.2	14
	Gracias a Dios	21.9312	-102.4837	2028	17.1	568.3	9
	Jocoqui	22.1466	-102.3662	2032	16.9	493.7	10
	Juan el Grande	21.9350	-101.9264	2238	16.2	495.4	15
	Mirasoles	22.3068	-102.4313	2291	15.8	543.1	21
	Pabellón Hidalgo	22.1856	-102.3409	2051	16.9	474.3	10
	Presa de Natillas	22.3486	-102.3298	2220	16.3	476.3	17
Bosque de encino	Barranca del Toro	22.2585	-102.6348	2880	13.5	661.1	17
	Cerro Picacho	21.8779	-102.4229	2272	15.8	624.4	24
	EBAZ	22.0937	-102.5615	2280	16.1	597.9	50
	Los Alamitos	21.7345	-102.7135	2357	15.2	717.7	37
	Monte grande	22.2836	-102.6031	2872	12.7	654.9	44
	Sierra Fría	22.0618	-102.7409	2758	14.7	695.9	28
Matorral subtropical	Adobes	21.8022	-102.6877	1936	17.4	643.7	40
	Arquitos	21.9204	-102.4019	2005	17.3	532	18
	Codorniz alto	22.0130	-102.6677	1830	17.4	596.2	16

Vegetación	Sitio de muestreo	Latitud	Longitud	Elev	Temp (°C)	Precip (mm/y)	Riqueza
	Codorniz bajo	22.0101	-102.6732	1821	17.4	596.2	32
	Jaltiche de Abajo	21.7773	-102.8167	1553	19.0	595.7	20
	Palo Alto	22.0564	-102.6688	2027	16.7	602.4	16
	Posta UAA	21.9827	-102.3757	1946	17.0	533.3	14
	Terrero de la Labor	22.0743	-102.6872	2480	15.6	648.2	7

Nota: **Elev**= elevación, **Temp** = temperatura, **Precip** = precipitación, **EBAZ** = Estación Biológica Agua Zarca

La riqueza de especies por sitio osciló entre 7 a 50 especies, con el bosque de encino presentando el mayor valor promedio (media = 33.3; mediana 32.5) y así mismo, el sitio con el más alto valor de riqueza (Estación Biológica Agua Zarca-EBAZ) se presentó en este tipo de vegetación. El matorral subtropical (media = 20.3; mediana = 17) y el matorral xerófilo tuvieron valores de riqueza más bajos que el bosque de encino, lo que se sustenta en que el percentil 75 de su riqueza no superó las 29 especies (Figura 10). El Terrero de la Labor corresponde al sitio con el menor valor de riqueza en el matorral subtropical. Sin embargo, en este tipo de vegetación se también se observa un dato atípico que corresponde a 40 especies en uno de los sitios de muestreo.

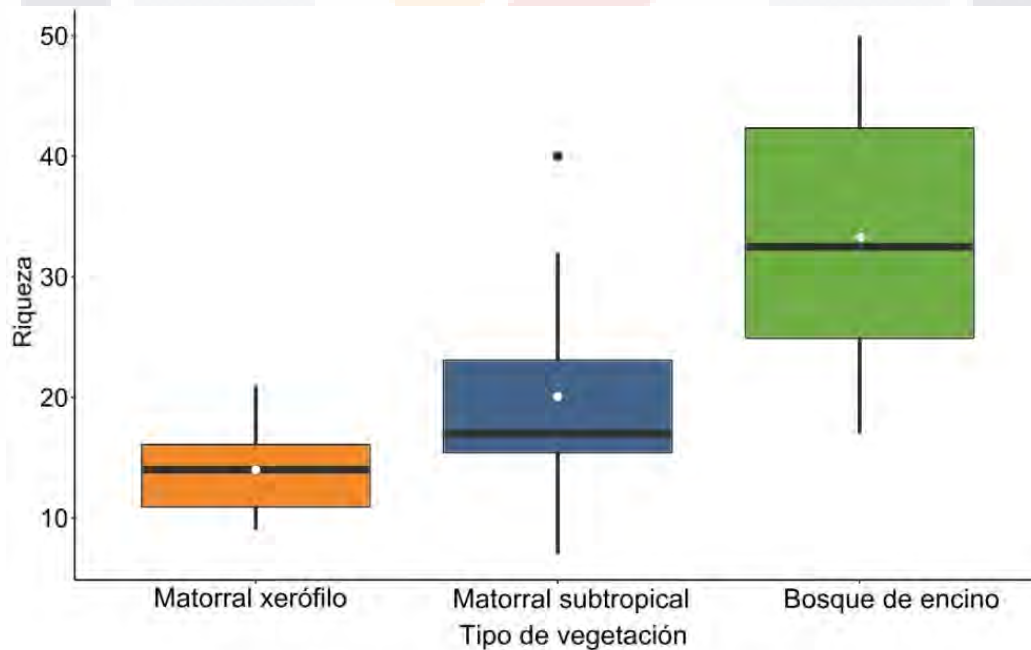


Figura 10. Amplitud y valores promedio de la riqueza en cada tipo de vegetación. Los puntos blancos simbolizan el valor del promedio de riqueza para cada tipo de vegetación, las barras horizontales representan la mediana.

Los valores promedio de riqueza del matorral xerófilo y el bosque de encino mostraron diferencias significativas ($U= 2, p= 0.002$), mientras las otras comparaciones pareadas entre los tipos de vegetación no mostraron diferencias en sus valores promedio de riqueza. Por otro lado, el número total de especies registradas fue de 218 (ver especies en el ANEXO A1- Tabla S1), de las cuales 132 se presentaron en el bosque de encino, que resultó con el mayor valor de diversidad gamma ($\gamma=132, \gamma'=2.8$). Por su parte, el matorral subtropical ($\gamma=90, \gamma'=1.6$) y el matorral xerófilo ($\gamma=85, \gamma'=1.74$) presentaron una riqueza menor.

6.3.2. Diversidad beta

Cuando el bosque de encino es comparado con los demás tipos de vegetación, se observan valores altos de disimilitud. El par más disímil resulta de la comparación entre bosque de encino y el matorral xerófilo con $\beta_{cc}= 0.86$, mientras la comparación con el matorral subtropical resultó con $\beta_{cc}= 0.84$. Por su parte, la comparación entre el matorral xerófilo y el matorral subtropical resultó con menor disimilitud ($\beta_{cc}= 0.8$). El mayor valor de reemplazamiento (recambio) se obtuvo al comparar la composición del bosque de encino y el matorral subtropical ($\beta_{-3}= 0.74$), contrastando con la comparación del bosque de encino y el matorral xerófilo ($\beta_{-3}= 0.57$). La comparación entre el matorral xerófilo y el matorral subtropical presentó valores iguales para el reemplazamiento y las diferencias en la riqueza (Figura 11). Con lo anterior, se reconoce que los tres tipos de vegetación comparten menos del 20%, dentro de las cuales se incluyen *Caloplaca microphyllina*, *Flavopunctelia soledica* y *Leptogium joergensenii* (además de otras 22 especies). Adicionalmente, el bosque de encinos agrupó mayor cantidad de especies exclusivas (85 especies), a diferencia de los otros dos tipos de vegetación (Figura 11b).

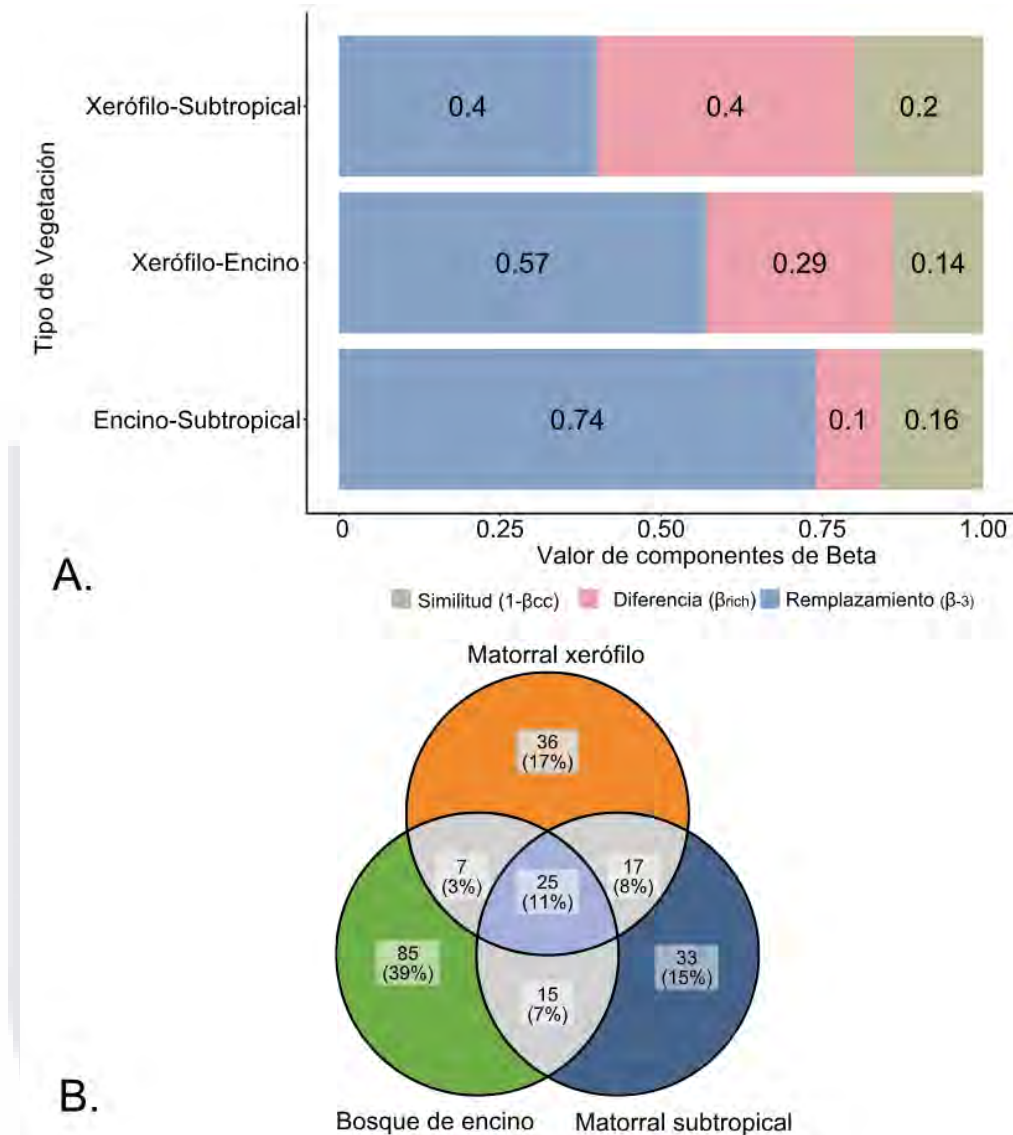


Figura 11. Diversidad beta y especies compartidas por cada tipo de vegetación. A) Comparaciones pareadas de la diversidad beta total (β_{cc}) discriminada en el reemplazamiento (β_{-3}) y las diferencias en la riqueza (β_{rich}); B) Diagrama de Venn con las especies exclusivas y compartidas por cada tipo de vegetación.

6.3.3. Comunidades líquénicas

La heterogeneidad entre cada tipo de vegetación y entre los sitios de muestreo de cada tipo, fue demostrada mediante los valores del estadístico $A < 0.5$ y teniendo en cuenta que se mantuvieron como significativos después de las permutaciones ($p < 0.05$) en el MRPP. Con lo anterior, es posible inferir que la composición líquénica de cada tipo de vegetación (como variable de agrupación) es significativamente diferente.

La ordenación basada en el análisis NMDS (stress = 0.139) resultó en un gradiente composicional guiado por los cambios en la elevación (R^2 del eje 1 = 0.55) y la temperatura promedio anual (R^2 del eje 1 = 0.56). Las comunidades que representan el bosque de encino presentaron algunos elementos aislados, debido al número alto de especies exclusivas presentes en este tipo de vegetación y que son afines con altos valores en la elevación y precipitación. Por el contrario, algunas comunidades del matorral xerófilo fueron más afines a valores bajos en la precipitación y la elevación. Sin embargo, uno de los sitios del matorral xerófilo (cerro Juan el Grande) se ubicó cerca de estas comunidades, mostrando una composición liquénica y unas condiciones ambientales similares a las del bosque de encino (Figura 12). Las comunidades del matorral subtropical ocuparon una posición intermedia en la ordenación; sin embargo, algunas comunidades de este tipo de vegetación se posicionaron más cerca de las representantes del matorral xerófilo o del bosque de encino.

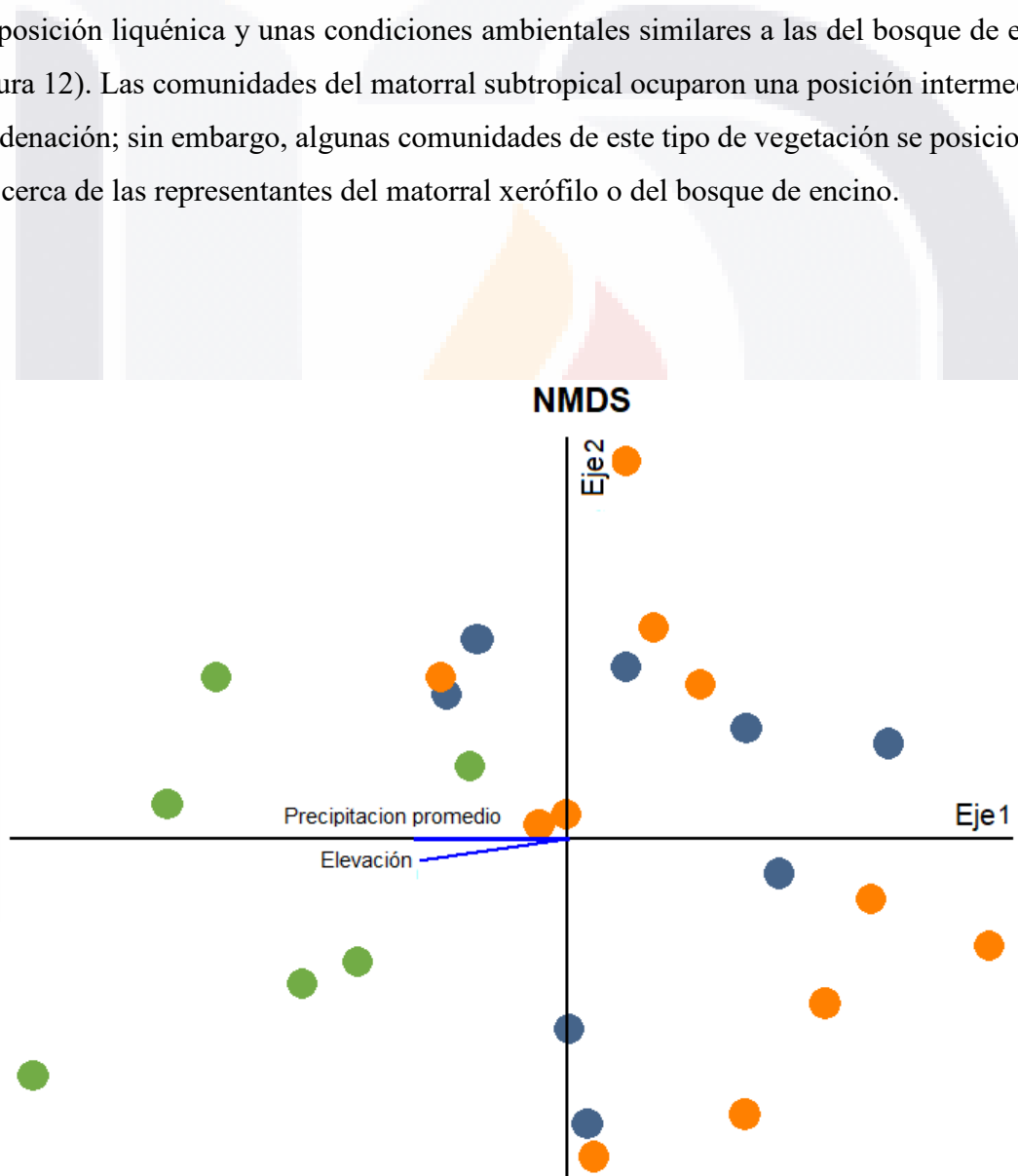


Figura 12. Distribución espacial de las comunidades líquénicas de acuerdo con su composición y la influencia de las variables ambientales mediante el Análisis Multidimensional no Paramétrico (NMDS).

Tanto el NMDS como el análisis de conglomerados muestran elementos compartidos entre las comunidades de líquenes de los tres tipos de vegetación, pero también se reconocen algunos sitios con elementos exclusivos de cada tipo de vegetación. Se consideró un corte en el dendrograma resultante con 20% de la información remanente, en el cual se observó la conformación de cuatro grupos (Figura 12), uno para cada tipo de vegetación y un último agrupando dos sitios del matorral xerófilo que resultaron más afines a las comunidades de bosque de encino.

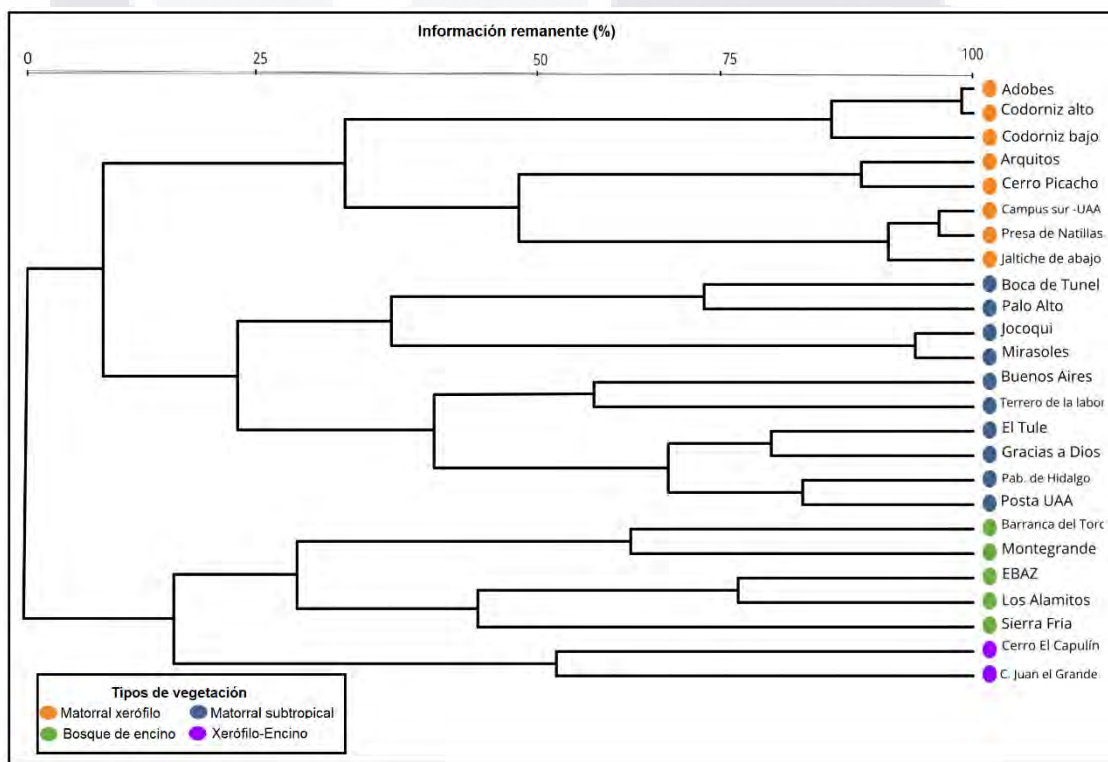


Figura 13. Dendrograma de conglomerados. Los sitios Cerro el Capulín y Cerro Juan el Grande muestran diferentes afinidades en ambos análisis, se muestran como parte del matorral xerófilo en el NMDS y más afines al bosque de encino en el dendrograma, por lo cual son etiquetados como Xerófilo-Encino en este último análisis.

El análisis ISA detectó 14 especies que pueden reconocerse como indicadoras en los tipos de vegetación (Tabla 2). Del total de especies indicadoras, 12 estuvieron asociadas con el bosque de encino y presentaron valores de importancia (IV) que fluctuaron entre 33.3 y 66.7 ($p < 0.05$), dentro de los cuales *Leptogium pseudofurfuraceum*, *Ochrolechia mexicana* y

Parmotrema acutatum obtuvieron los valores más altos para este tipo de vegetación. Por otro lado, el análisis ISA reveló dos especies indicadoras del matorral subtropical, *Phaeophyscia nashii* y *Phaeophyscia biziana*, la última con el valor más alto del análisis (70.4) y ambas especies perteneciendo a la familia Physciaceae. De igual manera, el análisis ISA no detectó especies significativamente asociadas al matorral xerófilo, puesto que *Dimelaena oreina* presentó una significancia marginal (IV 41.8 $p= 0.06$).

Tabla 2. Especies indicadoras para cada tipo de vegetación, de acuerdo con sus valores de importancia y significancia en el análisis de especies indicadoras (ISA).

Especies	Grupo	IV	Promedio	SD	<i>p</i>
<i>Physcia biziana</i> (A. Massal.) Zahlbr.	Matorral subtropical	70.4	26.1	8.3	0.002
<i>Leptogium pseudofurfuraceum</i> P.M. Jørg. & Wallace	Bosque de encino	66.7	18.1	9.21	0.004
<i>Ochrolechia mexicana</i> Vain.	Bosque de encino	66.7	17.3	8.52	0.001
<i>Parmotrema acutatum</i> Kurok.	Bosque de encino	66.7	17.9	9.36	0.003
<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy	Bosque de encino	51.1	22.6	9.43	0.015
<i>Flavopunctelia praesignis</i> (Nyl.) Hale	Bosque de encino	50	15.9	8.85	0.011
<i>Haematomma flexuosum</i> Hillm.	Bosque de encino	50	15.2	8.34	0.007
<i>Lecanora caesiorubella</i> Ach.	Bosque de encino	50	16.1	8.57	0.009
<i>Polyblastidium hypoleucum</i> (Ach.) Kalb	Bosque de encino	50	15.1	8.22	0.008
<i>Usnea florida</i> (L.) Weber ex F.H. Wigg.	Bosque de encino	50	16.2	9.13	0.018
<i>Phaeophyscia nashii</i> Essl.	Matorral subtropical	46.2	19.1	9.25	0.019
<i>Punctelia caseana</i> Lendemmer & Hodk.	Bosque de encino	39.8	16.9	8.7	0.035
<i>Parmotrema subtinctorium</i> (Zahlbr.) Hale	Bosque de encino	33.3	13.1	7.05	0.046
<i>Usnea subfusca</i> Stirton	Bosque de encino	33.3	13	7.19	0.046

Nota: **IV** = valor de importancia, **SD** = desviación estándar.

6.3.4. Rasgos funcionales y su relación con las variables ambientales

El bosque de encinos agrupó todas las formas de crecimiento consideradas en este estudio; sin embargo, los talos foliosos de lóbulos amplios se presentaron con mayor proporción (CWM) en este tipo de vegetación. Los líquenes costrosos y escuamulosos dominaron en el matorral xerófilo, pero su presencia decreció en el bosque de encino. Por su parte, el matorral

subtropical estuvo dominado por los líquenes foliosos con lóbulos estrechos. Las formas fruticasas solamente se registraron en el bosque de encino y alcanzaron el 6% del CWM obtenido en este tipo de vegetación (Figura 14a).

El sustrato preferido por los líquenes en el matorral xerófilo fue la roca, que presentó la mayor proporción de CWM, como también ocurrió con este sustrato en el matorral subtropical. El bosque de encino estuvo dominado por líquenes epífitos (creciendo sobre corteza). El valor de CWM para los líquenes que colonizaron a la vez más de un sustrato (múltiple), osciló entre 14 y 20% en los diferentes tipos de vegetación, alcanzando su valor más alto en el matorral subtropical (Figura 14b).

En general, los apotecios fueron la estrategia de reproducción dominante en los tres tipos de vegetación. Sin embargo, los soredios presentaron valores de CWM proporcionalmente altos para el matorral subtropical (36%). Asimismo, los isidios alcanzaron su valor más alto en el bosque de encino y los peritecios en el matorral xerófilo (12%). En todos los tipos de vegetación, las estructuras reproductivas de menor CWM fueron los lóbulos (Figura 14c).

Todos los tipos de vegetación estuvieron dominados por líquenes con fotobiontes Chlorophytas que alcanzaron más del 80% del CWM para cada tipo de vegetación (Figura 14d). Se observó un incremento en la proporción (CWM) de líquenes acompañados por fotobiontes Cyanophytas al recorrer el gradiente entre el matorral xerófilo (valores bajos) y el bosque de encino (valores altos).

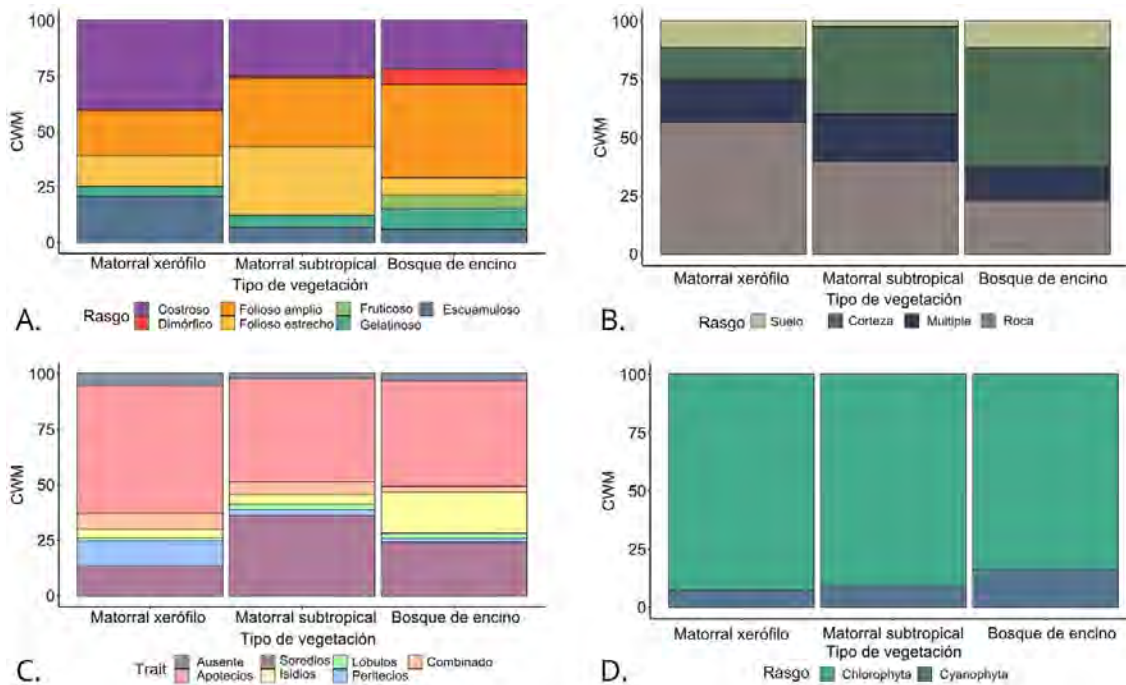


Figura 14. Recambio de los rasgos funcionales en los tres tipos de vegetación, representado por la proporción de CWM de cada uno de los rasgos funcionales. A) Formas de crecimiento; B) Sustratos; C) Estructuras reproductivas; D) Tipo de fotobionte.

La ordenación que relacionó los rasgos funcionales de las comunidades líquénicas y las variables ambientales reforzó los patrones y gradientes observados en el análisis de la proporción de los rasgos para cada tipo de vegetación. Los resultados del NMDS e ISA aplicados a los rasgos funcionales fueron combinados para representar aquellos rasgos que pueden ser considerados como indicadores de cada tipo de vegetación (Figura 15). Se reconoció que los líquenes saxícolas y que presentan formas costrosas y escumulosas con peritecios, son un ensamblaje típico del matorral xerófilo y se relacionan con sitios de baja precipitación y elevación. Los líquenes foliosos de lóbulos estrechos y aquellos que presentaron soredios, son indicadores del matorral subtropical. Por su parte, el bosque de encino agrupó la mayor cantidad de rasgos significativos, siendo indicadores de este tipo de vegetación aquellos líquenes con formas fruticosas, dimórficas y los líquenes foliosos con lóbulos amplios, además de aquellos que presentan isidios como estructura reproductiva; el sustrato más afín a este tipo de vegetación fue la corteza de los árboles.

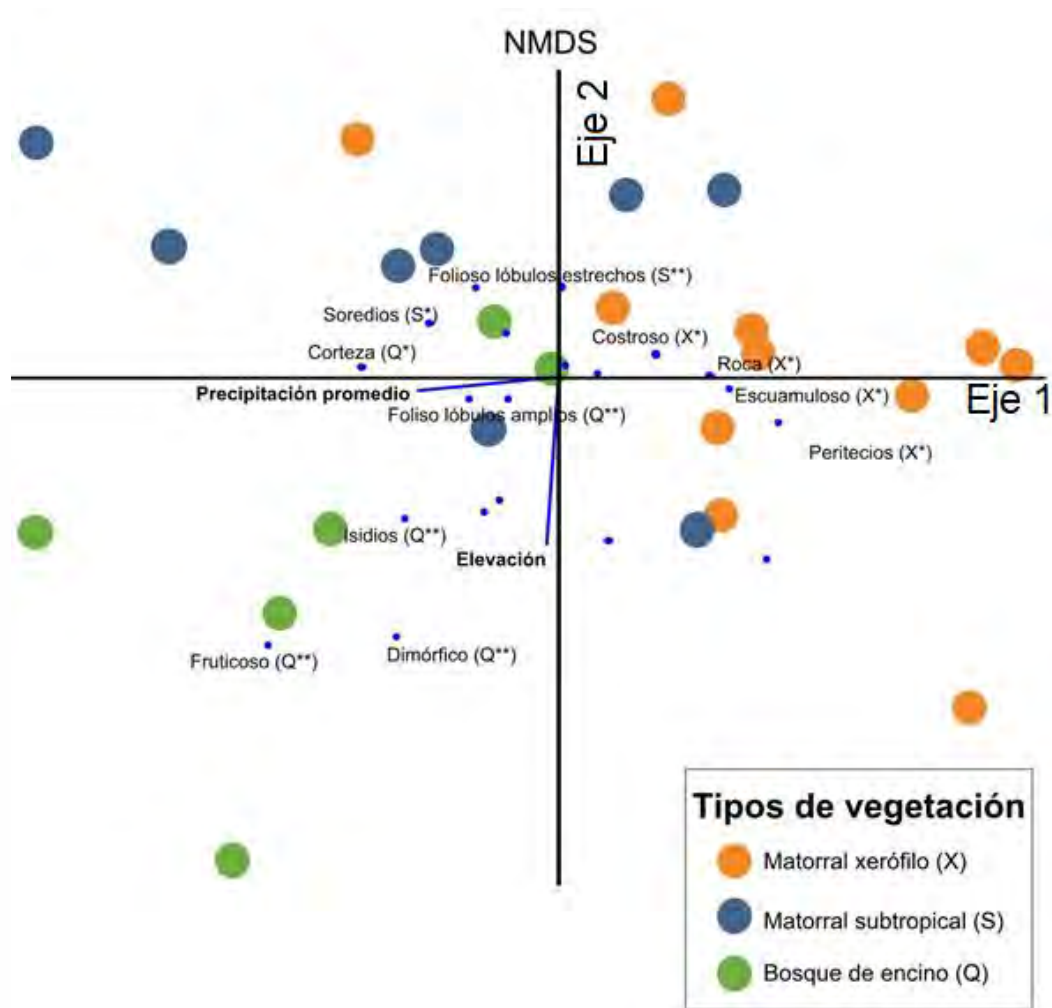


Figura 15. Escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) de los rasgos funcionales, las comunidades líquénicas y variables ambientales. * ($p < 0.05$) y ** ($p < 0.005$) representan la significancia de los rasgos funcionales relacionados con el matorral xerófilo, matorral subtropical y bosque de encino, como resultado del análisis ISA.

En este mismo sentido, el resultado de la combinación de NMDS e ISA mostraron una tendencia similar a los datos obtenidos en el análisis Fourth Corner (FCA), en cuanto a la relación entre rasgos funcionales y variables ambientales. Sin embargo, se observa un contraste en la fuerza de asociación para algunos rasgos en particular. En general, el análisis Fourth Corner resaltó la influencia de las variables ambientales en los sustratos preferidos por las comunidades líquénicas y se evidenciaron relaciones más débiles con los demás rasgos.

De acuerdo con el FCA, los líquenes epífitos mostraron una relación positiva y significativa (*= $p < 0.05$, **= $p < 0.005$) con la precipitación ($R = 0.3^{**}$), ya que estuvieron favorecidos por las condiciones ambientales propias del bosque de encino ($R = 0.26^*$) y negativamente relacionados con el matorral xerófilo ($R = -0.33^{**}$). Por otro lado, los líquenes que se encontraron sobre las rocas decrecieron con el aumento de la precipitación ($R = -0.22^*$), mientras que una relación más débil, pero significativa y positiva, se presentó entre los líquenes asociados al suelo y la elevación ($R = 0.17^*$).

Con respecto a las formas de crecimiento, se observa que los líquenes escumulosos se relacionan negativamente con la precipitación ($R = -0.2^{**}$) y positivamente con el matorral xerófilo ($R = 0.2^{**}$). Las formas foliosas de lóbulos amplios muestran el comportamiento contrario (Figura 16). Por su parte, las formas foliosas de lóbulos estrechos se relacionaron positivamente con el matorral subtropical ($R = 0.22^{**}$) y negativamente con la elevación ($R = 0.23^{**}$), coincidiendo con la relación observada en el NMDS.

El análisis de las estrategias reproductivas reveló una relación positiva entre los isidios, la elevación ($R = 0.17^*$) y la precipitación ($R = 0.14^*$); como consecuencia, se mostró favorecido por las condiciones del bosque de encino ($R = 0.23^{**}$). Los soredios estuvieron positivamente relacionados con el matorral subtropical y decrecieron en el matorral xerófilo, mientras que los peritecios estuvieron asociados negativamente con la precipitación ($R = -0.16^{**}$) y positivamente con el matorral xerófilo ($R = 0.18^{**}$).

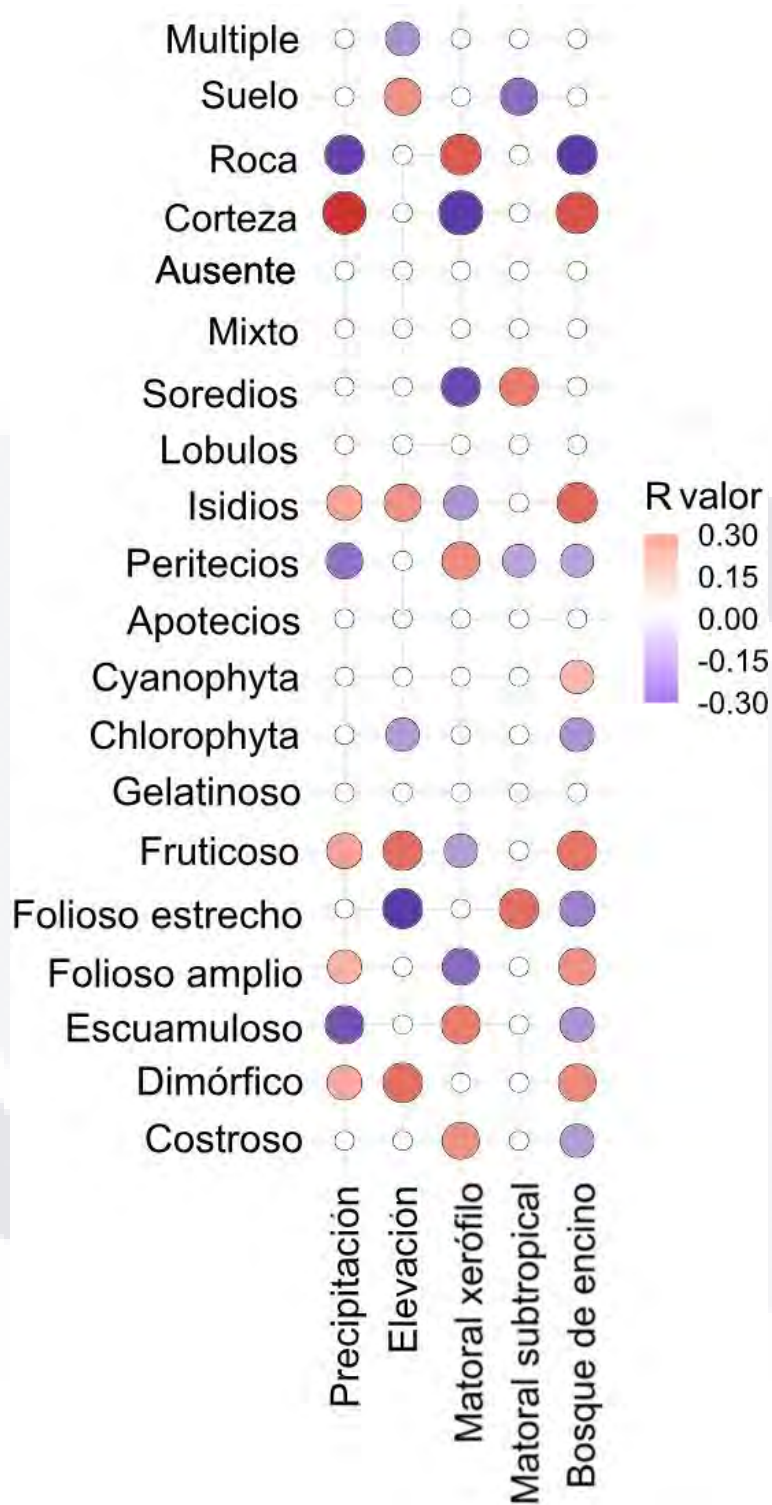


Figura 16. Correlación de los rasgos funcionales y las variables ambientales mediante el análisis Fourth Corner. Se muestran las relaciones significativas ($p < 0.05$); en color rojo están las relaciones positivas y en color azul las relaciones negativas.

6.4. DISCUSIÓN

Las colecciones botánicas y los fungarios representan un recurso permanente y bien documentado de la taxonomía y la distribución de las especies, además de que también permiten reconocer tendencias de cambio global basados en información verificable, reproducible, sustentable e imperecedera (James *et al.* 2018; Nualart *et al.* 2017). Un ejemplo aplicable a los líquenes es el monitoreo de la composición y diversidad de los morfotipos Thelotremoides, de la familia Graphidaceae, como indicadores de salud del bosque tropical (Rivas Plata *et al.* 2008) y como señal de la diversidad filogenética de distintos tipos de vegetación en la Amazonia de Brasil (Nascimento *et al.* 2021). Del mismo modo, con la revisión de colecciones de la familia Parmeliaceae de México, se reveló el agrupamiento filogenético de algunos géneros como respuesta al estrés hídrico que se presenta en diversos ecosistemas (Lücking *et al.* 2016c). Otra herramienta de mucha utilidad es la combinación de la información de las colecciones biológicas a través del metaanálisis, que se ha utilizado para evaluar la abundancia de líquenes epífitos en diferentes ecosistemas, usando como fuente la abundancia de diferentes formas de crecimiento (Aragón *et al.* 2019).

En referencia a los inventarios de diversidad liquénica para diferentes tipos de vegetación, es pertinente destacar a la flora liquénica del Desierto de Sonora (Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007), como uno de los catálogos más completos para las zonas áridas de Norteamérica, con más de 1,900 especies que se distribuyen en territorio mexicano. El inventario para el Desierto de la Gran Cuenca (Great Basin Desert), en el que se registraron 195 especies (Hollinger & Noell 2020) y el listado de las especies para la Meseta de Colorado (Colorado Plateau) con 244 especies (Leavitt *et al.* 2021), son otros ejemplos de la exploración de la riqueza en zonas áridas de Norteamérica. Comparando con la riqueza liquénica de las zonas áridas de Aguascalientes (85 especies), se puede señalar que en el presente trabajo se obtuvo una representación baja de la diversidad de las zonas áridas norteamericanas. Sin embargo, éste estudio corresponde al segundo esfuerzo por registrar la diversidad de las zonas áridas en el estado de Aguascalientes, después de las 56 especies registradas por Miguel-Vázquez *et al.* (2021). Adicionalmente, el presente trabajo logró documentar el 15% de la riqueza liquénica conocida para los ecosistemas xerófilos de México (Herrera-Campos *et al.* 2014).

Los líquenes son un grupo omnipresente en las selvas subtropicales y constituyen un componente importante, pero poco estudiado, en estos ecosistemas (Marmor *et al.* 2011). Las 90 especies registradas en el matorral subtropical de Aguascalientes podrían parecer un registro bajo para la diversidad de este tipo de vegetación, sobre todo si se comparan con las 255 especies obtenidas al examinar la selva subtropical de la región noreste de Rio Grande do Sul en Brasil (Koch *et al.* 2016). También, pueden considerarse como un número moderado al comparar los registros de Aguascalientes con las 217 especies obtenidas al examinar la región de Xujiaba en China (Li *et al.* 2013), donde además se obtuvo una diversidad alfa, que osciló entre 43 y 175 especies. Sin embargo, una comparación geográficamente más cercana puede establecerse con el inventario de las selvas subtropicales de la región centro-norte de Florida, que con 101 especies totales y una diversidad alfa con un rango de 2 a 51 especies (DeBolt *et al.* 2007), es muy similar a la obtenida para el matorral subtropical del estado de Aguascalientes.

De igual manera, los bosques templados que se encuentran en gran parte dominados por especies de encino (*Quercus* spp.), son considerados como los ecosistemas mejor estudiados en términos de riqueza liquénica (947 especies según Herrera-Campos *et al.* 2014) y como los ecosistemas en donde se ha estudiado con más frecuencia la ecología de las comunidades de líquenes de México (Gregorio-Cipriano *et al.* 2016; Herrera-Campos & Lüicking 2003; León-González & Pérez-Pérez 2020; Pérez-Pérez *et al.* 2008). Asimismo, los registros obtenidos en este estudio corresponden al 14% de las especies conocidas en los bosques de encino de México, por lo que se puede inferir que la exploración del estado ha sido representativa, aunque esta sea la primera ocasión en la que se documenta la biota liquénica del estado y de los bosques de encino en Aguascalientes.

Por otro lado, el componente beta de la diversidad es esencial en el estudio de la ecología de comunidades, debido a que a través de su evaluación se aborda el estudio de lo que hace a un ensamblaje de especies más o menos similar a otro de diferente época y/o localidad (Anderson *et al.* 2011). Es así como uno de los enfoques frecuentes para la medición de la diversidad beta consiste en dividir su indicador en dos términos, el reemplazamiento y las diferencias en la riqueza (Calderón-Patrón *et al.* 2013; Heino *et al.* 2019). El reemplazamiento (β_3 , también denominado recambio) se refiere a la variación en la identidad de las especies

entre dos sitios, mientras que la diferencias en la riqueza corresponde con la pérdida o ganancia de especies al comparar los mismos (Carvalho *et al.* 2012). En este estudio se emplea el método propuesto por Carvalho *et al.* (2012) en aras de reforzar el marco referencial de la comparación de comunidades liquénicas en los ecosistemas de México, teniendo en cuenta que ha sido un método previamente utilizado en diferentes escenarios de cambio a través de gradientes latitudinales, biogeográficos y ecológicos (Castillo-Campos *et al.* 2019; Ramírez 2019).

Las comparaciones pareadas en el componente beta de la diversidad resultaron en altos valores de disimilitud (≥ 0.8), coincidiendo con varios estudios que demuestran que diferentes tipos de vegetación mantienen diferentes ensamblajes comunitarios (Cáceres *et al.* 2008; Nascimbene *et al.* 2013; Wolf 1993). Estas diferencias están impulsadas por los gradientes de elevación, precipitación y temperatura, que influyen no solo en la composición de las plantas vasculares en los distintos tipos de vegetación, sino también en la composición de las comunidades liquénicas (Benítez *et al.* 2015; Rivas Plata *et al.* 2008). Es así que las diferencias en la riqueza y el recambio observado al contrastar los tipos de vegetación de Aguascalientes derivan en valores altos de diversidad beta, con lo cual se demuestra la influencia que ejercen los gradientes ambientales en la riqueza y composición de las comunidades liquénicas y se comprueba la hipótesis planteada al respecto.

Asimismo, el reemplazamiento fue el componente más alto de la diversidad beta, indicando el cambio de varias entidades taxonómicas entre los tipos de vegetación de Aguascalientes, pero también una relación positiva entre la elevación y el incremento en la riqueza de especies. La influencia de la elevación en la riqueza y composición liquénica coincide con el patrón observado en los líquenes epífitos de *Abies* (Pinaceae) para la región alpina al norte de Italia (Nascimbene & Marini 2015), en donde la riqueza de líquenes epífitos aumenta en los sitios más elevados y se observa tanto un recambio de especies como una selección de rasgos funcionales a nivel de comunidad.

El valor de reemplazamiento más alto en Aguascalientes resultó de la comparación entre el matorral subtropical y el bosque de encino, que también puede atribuirse a una selección del ensamble comunitario y de rasgos funcionales como respuesta a las variables asociadas al gradiente de elevación. Asimismo, el decrecimiento en el gradiente de precipitación parece

estar relacionado con la pérdida de especies (diferencias en la riqueza), el cual se evidencia al comparar el matorral xerófilo con el bosque de encino, resaltando la sensibilidad de los líquenes a la desecación (Concostrina-Zubiri *et al.* 2014a). Por otra parte, al comparar el matorral xerófilo con el matorral subtropical, se pudo inferir que el reemplazamiento (β_3) y las diferencias en la riqueza β_{rich} aportan en la misma proporción a la disimilitud y que al mismo tiempo, el valor de B_{rich} es el más alto de las tres comparaciones pareadas, lo que puede estar relacionado con la exclusión competitiva que se presenta en ambientes homogéneos y con baja precipitación, en donde dominan las especies mejor adaptadas al estrés hídrico (Kraft *et al.* 2015), tal como ocurre con las especies que colonizan los rodales de *Eucalyptus globulus* (Myrtaceae; Ardila *et al.* 2014; Calviño-Cancela *et al.* 2013b). Valores altos de diversidad beta también fueron detectados al comparar bosques con diferentes densidades (Benítez *et al.* 2012, 2015; Pérez-Pérez *et al.* 2011) o coberturas del dosel (Cáceres *et al.* 2007; Koch *et al.* 2013; Simijaca *et al.* 2018), aunque dichas variables no fueron consideradas en esta comparación entre tipos de vegetación.

Por otra parte, los sitios cerro el Capulín (elevación = 2,238 m; precipitación promedio anual = 495.4 mm) y cerro Juan El Grande (elevación = 2,104.6 m; precipitación promedio anual = 502.5 mm) mostraron variables climáticas relacionadas con el matorral xerófilo (elevación promedio = 2,119.8 m; precipitación promedio = 514.6 mm). Sin embargo, estos dos sitios destacaron en el análisis de conglomerados por conformar un grupo con una composición líquénica más similar al bosque de encino. Estas similitudes en la composición comunitaria pueden corresponder con tres factores subyacentes: 1) la escasez de sustrato epífita en estos sitios promovió la colonización de suelos y rocas, resultando en un grupo particular de especies comunes a varios sitios de muestreo, incluso de tipos de vegetación distintos (Giordani *et al.* 2012; Juriado *et al.* 2016); 2) la proporción de especies generalistas encontradas total en el estudio (11.4%), para las cuales se ha reconocido una tolerancia alta a la variación de condiciones ambientales y a condiciones hostiles, como la desecación presente en el matorral xerófilo y en los ecosistemas de sabana (Concostrina-Zubiri *et al.* 2014b) y 3) la similitud con el bosque de encino puede deberse a una clasificación incorrecta de los tipos de vegetación, relacionada con el uso de un insumo cartográfico de escala amplia (INEGI 2017; 1:250000).

De igual forma, sitios como el cerro Picacho, presa de Natillas y Campus Sur fueron clasificados cartográficamente dentro del matorral xerófilo y posteriormente el análisis de conglomerados los ubicó con mayor afinidad al matorral subtropical. Lo anterior se relaciona con el hecho de que el matorral subtropical presentó en promedio elevaciones menores, pero precipitaciones mayores que el matorral xerófilo, sugiriendo un empalme en algunos microclimas que favorecen la colonización de especies compartidas, como *Circinaria contorta*, *Flavopunctelia soledica* y *Phaeophyscia hirsuta*, entre otras. Al parecer, las diferencias entre estos dos tipos de vegetación y los sitios mencionados se destacan de mejor manera con ayuda de los rasgos funcionales, como es el caso de las estructuras reproductivas y las formas de crecimiento, que presentan una relación fuerte con la disponibilidad de agua y de sombra (Ellis & Coppins 2007; Gauslaa 2014; Lakatos *et al.* 2006), situaciones en las que se verían favorecidos los ensamblajes propios del matorral subtropical.

En este mismo sentido, se reconoce la influencia de los gradientes de precipitación y elevación en las especies y los rasgos indicadores, la cual se evidenció, por ejemplo, en las formas de crecimiento con la prevalencia de los líquenes foliosos de lóbulos amplios (*Flavopunctelia praesignis*, *Parmotrema acutatum* y *Punctelia caseana*) en el bosque de encino y el cambio a líquenes foliosos de lóbulos estrechos en el matorral subtropical (*Physcia biziana*, *Phaeophyscia nashii*); esto contrasta con la dominancia de los líquenes costrosos (*Circinaria contorta*) y escumulosos (*Peltula hassei*, *Protoparmeliopsis muralis*) en el matorral subtropical. Los resultados sugieren un decrecimiento en la biomasa y el volumen de los talos liquénicos como respuesta a la disponibilidad de agua. Dicha estrategia es frecuente en sitios con alta exposición a la luz (Giordani *et al.* 2012; Lucheta *et al.* 2019; Nelson *et al.* 2015b), donde la pérdida en biomasa y volumen se ve compensada por una superficie mayor de exposición en el sustrato, permitiendo un área fotosintética más amplia.

No obstante, en los ecosistemas mediterráneos (Matos *et al.* 2015) y en el bosque subtropical de Brasil (Koch *et al.* 2022), los talos costrosos y los foliosos de lóbulos amplios se relacionan negativamente con respecto al gradiente de precipitación. Dicho contraste puede atribuirse al ensamble de los talos costrosos con otros rasgos que mejoran su desempeño en condiciones de humedad alta, como por ejemplo superficies hidrofóbicas o una variedad de estructuras reproductivas que favorecen la prevalencia de los talos costrosos (Lakatos *et al.*

2006). Además, la prevalencia de los talos costrosos en sitios húmedos puede relacionarse con las diferencias geográficas que repercuten no solo en las variables ambientales, sino en la diversidad filogenética de algunos grupos como Graphidaceae, Trypetheliaceae y Porinaceae, que son muy diversos y abundantes en ecosistemas tropicales (Koch *et al.* 2022; Nascimento *et al.* 2021; Rivas Plata *et al.* 2008).

Las formas fruticosas resultaron como rasgo indicador del bosque de encino y positivamente relacionadas con la precipitación. Este rasgo también estuvo positivamente asociado con la disponibilidad de agua en ecosistemas mediterráneos (Giordani *et al.* 2014; Matos *et al.* 2015) y ecosistemas montañosos de Alaska (Nelson *et al.* 2015a); sin embargo, muestra un comportamiento contrario en bosques tropicales de Suramérica, en donde se asocia con sitios abiertos y con una disponibilidad hídrica menor (Benítez *et al.* 2018; Koch *et al.* 2013; Lucheta *et al.* 2019; Soto-Medina *et al.* 2019).

En este estudio, la proporción de líquenes acompañados por fotobiontes Cyanophytas (cianolíquenes) tuvo una relación positiva con el bosque de encino y se observa un aumento de este rasgo a medida que cambia el tipo de vegetación; sin embargo, su relación con la elevación y la precipitación no fue significativa. Pese a lo anterior, este rasgo ha sido relacionado con bosques en estados sucesionales tardíos y con paisajes poco fragmentados en ecosistemas tropicales (Benítez *et al.* 2018; Chuquimarca *et al.* 2019). Asimismo, se ha destacado la dependencia de estos cianolíquenes por sitios con disponibilidad alta de agua para un desarrollo eficiente del proceso fotosintético (Gauslaa 2014; Lakatos *et al.* 2006). Por el contrario, se ha reportado a los cianolíquenes como un rasgo predominante en estados sucesionales tempranos de ecosistemas perturbados con fuego y donde la disponibilidad de agua es escasa (Giordani *et al.* 2012, 2016; Matos *et al.* 2015; Nelson *et al.* 2015a). No obstante, en estas ocasiones los cianolíquenes fueron registrados en lugares con agua estancada, como orificios de las rocas o espacios sombreados, donde el agua disponible es suficiente para activar la fotosíntesis (Hauck *et al.* 2007). Aun cuando la presencia de fotobiontes Cyanophytas en este estudio se incluyó en las formas de crecimiento cuando se hizo alusión a los líquenes gelatinosos (Koch *et al.* 2022), esta forma de crecimiento tampoco resultó significativamente relacionada con alguna variable.

En cuanto a los líquenes acompañados por fotobiontes Chlorophytas, se destaca su dominancia en todos los tipos de vegetación examinados en Aguascalientes y su relación negativa con el bosque de encino. Al respecto, se ha documentado que los fotobiontes Chlorophytas tienen un mejor desempeño en condiciones de humedad baja, donde aprovechan el agua disponible en forma de niebla y vapor (Gauslaa 2014). Esta resistencia permite considerar a los fotobiontes Chlorophytas como elementos generalistas, sin una afinidad significativa por algún tipo de vegetación particular en Aguascalientes. Pese a lo anterior, los fotobiontes Chlorophytas han sido asociados con elevaciones altas (Rapai *et al.* 2012), por lo que los gradientes altitudinales pudieran ser un escenario apropiado para probar el poder predictivo de estos fotobiontes, pero su sensibilidad podría depender de la manera en que se clasifiquen o maticen los atributos de este rasgo (Koch *et al.* 2022; Marini *et al.* 2011), como ocurre con la separación de los talos foliosos en foliosos amplios y foliosos estrechos, puesto que estas dos formas responden de manera diferente a variables como la luminosidad (Benítez *et al.* 2018, Chuquimarca *et al.* 2019), o asimismo la separación entre fotobiontes trentepohlioides y trebuxioides, que responden de manera diferente a la elevación y la humedad (Aptroot & van Herk 2007), información que no sería evidente si solo se considera la forma de crecimiento foliosas *sensu lato* o los fotobiontes Chlorophyta.

El gradiente de precipitación observado en este estudio estuvo negativamente relacionado con el CWM de las estructuras sexuales. Los peritecios resultaron como indicadores del matorral xerófilo y la proporción de su CWM decreció en los demás tipos de vegetación. Este comportamiento contrasta con la dominancia de los peritecios en etapas tardías de sucesión de los bosques tropicales de Suramérica (Benítez *et al.* 2018; Cáceres *et al.* 2008; Koch *et al.* 2013), donde la presencia de peritecios se relaciona con sitios de precipitación elevada e incluso es indicador de bosques conservados con valores amplios de cobertura del dosel (Rivas Plata *et al.* 2008). Pese a lo anterior, algunas investigaciones relacionan positivamente a las estructuras sexuales con condiciones climáticas extremas, para las cuales la naturaleza perenne de los cuerpos fructíferos constituye una ventaja, al proveer un recurso continuo de esporas con una inversión metabólica menor que cuando se producen estructuras asexuales (Seymour *et al.* 2005). Otra ventaja que brinda la reproducción sexual en estas condiciones es la diversidad genética, la que facilita la respuesta al cambio ambiental mediante la selección de genotipos (Murtagh *et al.* 2000).

Por otro lado, los isidios están relacionados con condiciones menos hostiles o con estadios intermedios en la sucesión del bosque (Chuquimarca *et al.* 2019; Ramírez-Morán *et al.* 2016), puesto que los propágulos de talla grande implican una inversión elevada en producción de metabolitos e implican un rango de dispersión más corto, donde favorece la competitividad en condiciones ambientales estables (Ellis & Coppins 2007). Si bien requieren de condiciones no muy variables, los isidios proporcionan ventajas como una superficie amplia de exposición, lo que aumenta la tasa fotosintética (Koch *et al.* 2013) y una estructura que se dispersa en condiciones de escasez de viento, favorecida por la escorrentía (Giordani *et al.* 2014). En este estudio, los isidios fueron indicadores del bosque de encino, donde lograron la mayor proporción de CWM y presentaron una relación positiva con la precipitación y la elevación; no obstante, también existe una relación negativa con el matorral xerófilo, coincidiendo con los registros mencionados.

Por el contrario, se ha demostrado que los soledios representan una estrategia exitosa para la dispersión a larga distancia (Nelson *et al.* 2015a), un eficiente colonizador de superficies lisas (Giordani *et al.* 2014) y una diáspora resistente a las superficies con valores altos de pH (Giordani *et al.* 2012); su eficiencia posiblemente se debe a su simplicidad, ya que consiste en apenas una aglomeración de células algales confinadas en una red suelta de hifas, sin formar un córtex (Seymour *et al.* 2005). Las características de los soledios permitieron que en este estudio fueran frecuentemente encontrados en el matorral subtropical y en árboles y arbustos como *Bursera fagaroides*, *Ipomoea murucoides* y *Manihot caudata*, que son especies abundantes en este tipo de vegetación en Aguascalientes (Siqueiros-Delgado *et al.* 2017).

Finalmente, es oportuno mencionar que este capítulo representa el primer estudio que examina las comunidades líquénicas de diferentes tipos de vegetación en un estado de la región central de México, que además evalúa el ensamblaje de estas comunidades desde el enfoque de los rasgos funcionales. Un aspecto destacable de esta investigación es la correspondencia entre las especies indicadoras (bioindicadores desde la perspectiva taxonómica) y los rasgos funcionales (bioindicadores desde la perspectiva funcional), que se relacionan a su vez con los patrones de diversidad. Lo anterior se ha estudiado en diferentes latitudes y ecosistemas (e.g., Aragón *et al.* 2019; Branquinho *et al.* 2015; Gheza *et al.* 2021;

Hurtado *et al.* 2019, 2020; Soto-Medina *et al.* 2019), reforzando la propuesta de usar a los líquenes como bioindicadores y a los rasgos funcionales como una propuesta novedosa y de aplicación fácil para el estudio de los ensamblajes comunitarios y las respuestas de los líquenes a los gradientes ambientales (Ellis *et al.* 2021).

7. CAPÍTULO 3: DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DE COMUNIDADES DE LÍQUENES EPÍFITOS EN EL ESTADO DE AGUASCALIENTES

7.1. INTRODUCCIÓN

La sensibilidad de la simbiosis líquénica está relacionada con su carácter poiquilohídrico y la forma en la que los componentes de la simbiosis se adaptan a las condiciones del sustrato que colonizan (Asplund *et al.* 2012). Es así que algunas formas de crecimiento y/o estrategias de colonización pueden ser utilizadas como indicadoras del cambio ambiental (Aragón *et al.* 2010; Marini *et al.* 2011; Ramírez-Morán *et al.* 2016), donde también se observa la afinidad de taxones o comunidades específicas por condiciones ambientales particulares (Lücking *et al.* 2016c; Nascimento *et al.* 2021; Rivas Plata *et al.* 2008).

La respuesta de las especies y comunidades líquénicas ha permitido el desarrollo de investigaciones y protocolos de medición de su sensibilidad (Cornelissen *et al.* 2007; Ellis 2012; Käffer *et al.* 2011; Llop *et al.* 2012; Nimis *et al.* 2002), los cuales han facilitado el relacionar las respuestas de las comunidades líquénicas con cambios microambientales (Juriado *et al.* 2008; Lücking 1998a, b) y de los sustratos colonizados (Cáceres *et al.* 2007; Calviño-Cancela *et al.* 2013a; Rosabal *et al.* 2013; Simijaca *et al.* 2018; Zárate-Arias *et al.* 2019). Con ello, se ha logrado detectar la conformación de ensamblajes y ensambles particulares (Fauth *et al.* 1996), como respuesta a las variables ambientales que actúan como filtro de determinados grupos de especies (Benítez *et al.* 2015; Hedenås & Ericson 2000; Koch *et al.* 2013).

Otra forma de reconocer las reglas de ensamblaje comunitario en los líquenes está representada en los rasgos funcionales, que obedecen a esas características morfológicas,

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

fisiológicas y reproductivas que impactan en el desempeño de las especies (Salgado-Negret 2015; Violle *et al.* 2007). Los rasgos funcionales se han considerado como una herramienta de acceso fácil para la exploración de las relaciones comunidad-ambiente a través de los líquenes (Asplund & Wardle 2017; Benítez *et al.* 2018; Ellis 2012). También, se han reconocido como un instrumento útil y con alternativas múltiples para conectar la composición y abundancia de las comunidades, con los efectos que estas comunidades tienen en los procesos de los ecosistemas (Ellis *et al.* 2021).

Los rasgos funcionales que se miden en los líquenes se pueden clasificar en dos categorías: rasgos duros, como aquellos que están relacionados directamente con procesos ecosistémicos (Merinero *et al.* 2014; Palmqvist *et al.* 1998; Wu *et al.* 2013) y que se han denominado de esta manera por las implicaciones metodológicas y logísticas implicadas en su medición. En contraste, los rasgos blandos están relacionados con las respuestas frente a la variación en condiciones ambientales y pueden ser fácilmente observables en el fenotipo, mediante la presencia/ausencia de estructuras morfológicas, reproductivas o tipos de fotobionte, entre otros (Chuquimarca *et al.* 2019; Ellis & Coppins 2007; Giordani *et al.* 2012; Käßler *et al.* 2021; Llop *et al.* 2012).

Dentro de los rasgos frecuentemente utilizados, se ha observado que los líquenes foliosos de lóbulos amplios y algunos grupos de líquenes costrosos con peritecios, son afines a los bosques tropicales conservados (Benítez *et al.* 2018; Koch *et al.* 2013, 2022). También, se ha reconocido la relación positiva de los líquenes fruticosos con la disponibilidad alta de agua en ecosistemas mediterráneos (Giordani *et al.* 2014; Matos *et al.* 2015) y se han utilizado los fotobiontes para reconocer evidencias de cambio climático, en donde líquenes acompañados por algas Trentepohlioides y Cyanophytas se ven desfavorecidos por los aumentos en temperatura (Aptroot & van Herk 2007; Gauslaa 2014; Marini *et al.* 2011).

Los rasgos funcionales de los líquenes son frecuentemente usados para diferenciar tipos de vegetación en Europa y Norteamérica (Aragón *et al.* 2019; Giordani *et al.* 2014; Nelson *et al.* 2015b; Stofer *et al.* 2006). Sin embargo, se reconocen vacíos de información en países como México. Aunque el estudio de la liquenología se ha fortalecido en los últimos 50 años en este país (Lücking 2020), los trabajos en comunidades liquénicas y su relación con variables ambientales no se han realizado desde el enfoque de los rasgos funcionales (Castillo-Campos

et al. 2019; León-González & Pérez-Pérez 2020; Miranda-González & McCune 2020; Pérez-Pérez 2005; Pérez-Pérez *et al.* 2008, 2011, 2015; Zambrano *et al.* 2000).

Por esta razón, con el desarrollo de este capítulo se busca: a) reconocer la composición y los patrones de diversidad alfa y beta que se presentan en el bosque de encino, el matorral subtropical y el matorral xerófilo, b) identificar la incidencia de las características del sustrato en los ensamblajes comunitarios y de rasgos funcionales de los líquenes epífitos que se presentan en los diferentes tipos de vegetación y c) detectar la influencia de las variables ambientales en los parámetros de la diversidad funcional.

7.2. MATERIALES Y MÉTODOS

7.2.1. Área de estudio

El estado de Aguascalientes tiene 5,680 km² de territorio, el cual está dominado por planicies y colinas bajas cubiertas por arbustos; también, presenta algunas zonas montañosas, en las que son frecuentes los bosques de *Pinus* y *Quercus* (Martínez-Calderón *et al.* 2017), además de otras comunidades vegetales que incluyen matorrales xerófilos, mezquitales y elementos de selva baja caducifolia (CONABIO 2008).

En la clasificación propuesta para la vegetación del estado de Aguascalientes, se presenta una organización jerárquica que segrega las comunidades vegetales en asociaciones, tipos y grupos de vegetación, de acuerdo con las condiciones climáticas predominantes (Siqueiros-Delgado *et al.* 2016, 2017). A gran escala, se pueden reconocer cuatro grupos comprendidos por: a) vegetación xerófila, que incluye elementos como *Acacia farnesiana* (Fabaceae) y *Prosopis laevigata* (Fabaceae); b) vegetación templada, que incluye bosques de encino (*Quercus* spp.) y algunas coníferas; c) vegetación tropical, que incluye a *Ipomoea murucoides* (Convolvulaceae) y *Bursera fagaroides* (Burseraceae) en los matorrales subtropicales y d) vegetación hidrófila, que conserva remanentes de *Taxodium mucronatum* (Cupressaceae) y *Salix bomplandiana* (Salicaceae), entre otros. Dentro de la jerarquización propuesta por Siqueiros-Delgado *et al.* (2016, 2017), se reconoce que los bosques de encino ocupan el 11.94% del territorio del estado y son el tipo de vegetación más abundante,

seguidos por el matorral xerófilo (8.51%) y el matorral subtropical (3.40%). Debido a su abundancia, estos tres tipos de vegetación fueron seleccionados para su análisis en este estudio.

La selección de las áreas puntuales para los muestreos se acompañó con la verificación de imágenes satelitales y capas cartográficas relacionadas con la clasificación de la vegetación del estado; para ello, se siguió el esquema de uso del suelo y vegetación propuesto por el INEGI (2017). Para representar el bosque de encino, se seleccionó la Estación Biológica Agua Zarca (EBAZ), ubicada en el municipio de San José de Gracia (22.0937, -102.5615); para representar el matorral subtropical (Figura 17), se seleccionó la presa de Los Adobes en el municipio de Calvillo (21.8022, -102.6877) y los muestreos en el matorral xerófilo se realizaron dentro del área natural y protegida del Campus Sur de la UAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes), en el municipio de Aguascalientes (21.7794, -102.2942).

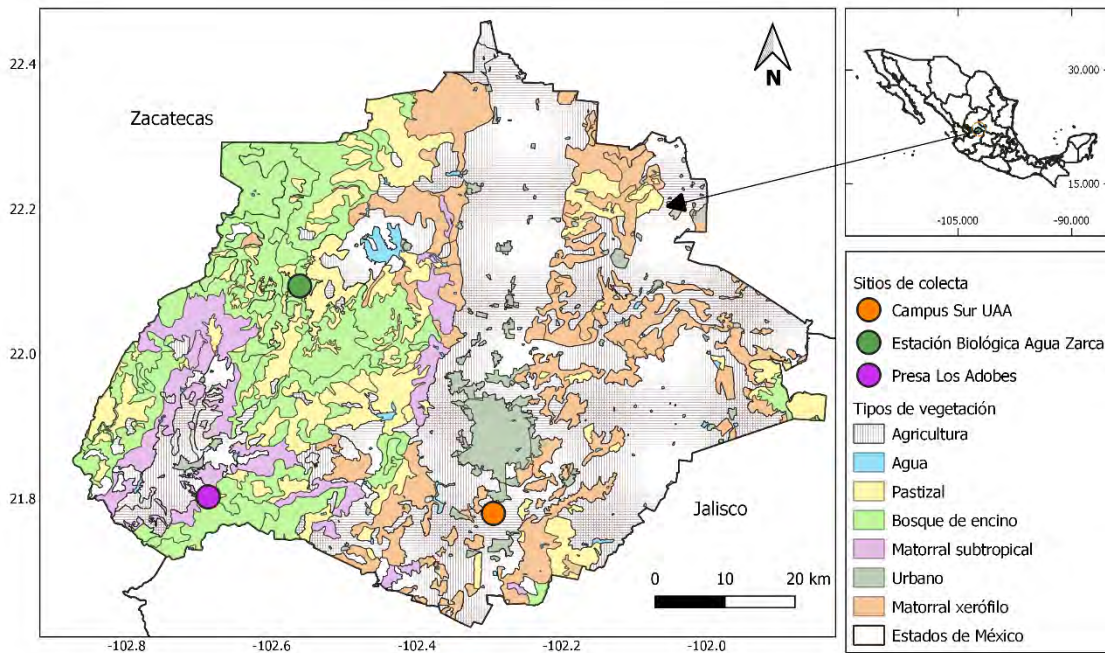


Figura 17. Localización de los sitios de colecta en Aguascalientes y en los tres tipos de vegetación.

7.2.2. Diseño de muestreo

En cada tipo de vegetación se seleccionaron cinco áreas de muestreo, cada una consistiendo en un área circular de 100 m de radio (modificando la propuesta de Matos *et al.* 2015) y en la cual se seleccionaron 12 árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 20 cm (Pérez-Pérez *et al.* 2008). Los árboles fueron escogidos modificando la propuesta de McCune & Lesica (1992) y Pérez-Pérez *et al.* (2011), sin tener en cuenta los transectos al interior de la circunferencia.

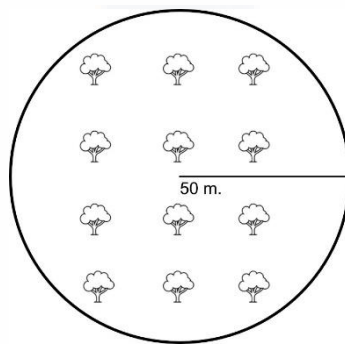


Figura 18. Esquema de 12 árboles dentro de cada sitio de muestreo (adaptado de McCune & Lesica 1992).

La presencia y cobertura de los líquenes en cada árbol se registró con el uso de una cuadrícula de plástico de 20 cm x 50 cm (Kivistö y Kuusinen 2000), dividida en cuadros de 2 cm x 2 cm, lo que resultó en 250 cuadros y 1000 cm² (Pérez-Pérez *et al.* 2008, 2011). En cada hospedero, las cuadrículas se colocaron en dos orientaciones y a dos alturas distintas (totalizando cuatro cuadrículas por hospedero). La primera sección correspondió a una altura entre 20 – 70 cm, colocando la cuadrícula en la cara del árbol que presentó mayor abundancia de líquenes; la segunda se ubicó en lado inmediatamente opuesto, mientras que las tercera y cuarta cuadrículas se colocaron entre los 120 cm – 170 cm, siguiendo el procedimiento mencionado (Figura 19).

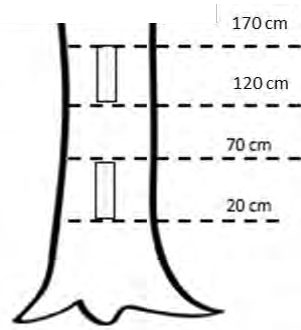


Figura 19. Disposición de las cuadrículas en la base y tronco de los árboles evaluados.

En resumen, el diseño del muestreo correspondió con 60 árboles por tipo de vegetación y 180 árboles en el total del estudio. Con ello, se registraron 240 cuadrículas por cada tipo de vegetación y 720 cuadrículas en el total del estudio. Se extrajeron los talos liquénicos en cada una de las cuadrículas de 20 cm x 50 cm, con el uso de un cuchillo o un cincel. Las muestras recolectadas fueron etiquetadas y almacenadas en bolsas de papel de estraza, para su posterior procesamiento e identificación en el herbario HUAA.

7.2.3. Variables ambientales

Para la medición de la luminosidad, se tomaron fotografías periféricas de 180° con el uso de una cámara Nikon D5300 y un lente ojo de pez Opteka. Las fotografías se tomaron en las orientaciones en las que fueron dispuestas las cuadrículas de muestreo (dos fotografías por árbol). Posteriormente, cada fotografía fue procesada y analizada (Figura 20) en el programa GAP Light Analyzer (Frazer *et al.* 2000, 2001), para determinar la luz incidente de acuerdo con la distribución y arquitectura del dosel de las plantas en el espacio circundante (Koch *et al.* 2013).

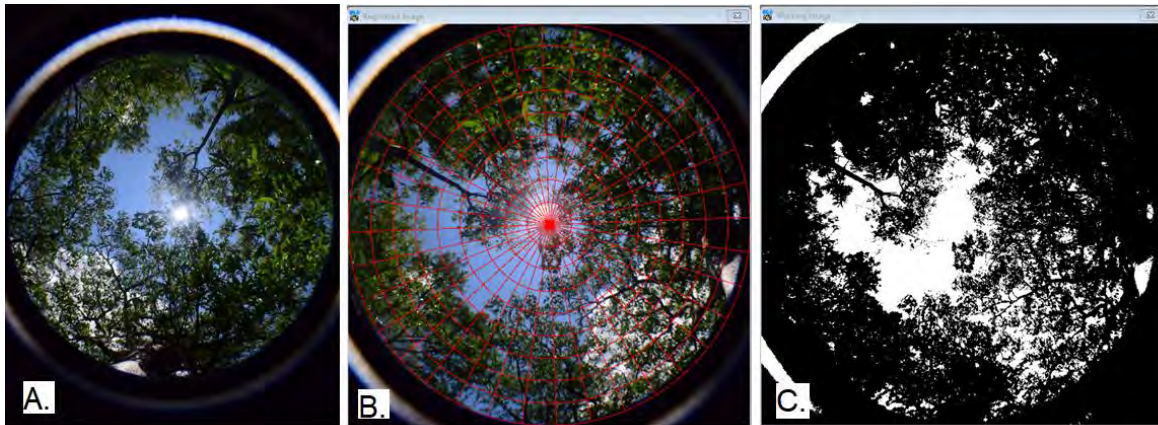


Figura 20. Imágenes que describen el procedimiento para el cálculo de la cobertura del dosel (luminosidad) mediante el uso del programa Gap Light Analyzer: A) fotografía en crudo; B) imagen calibrada; C) imagen en blanco y negro para conteo de píxeles.

La rugosidad de la corteza fue medida en cada árbol y en el punto en el que estableció el DAP. Mediante un hilo o sedal al principio de un testigo plástico (regleta) y recorriendo la trayectoria de las grietas que se presentaron en los 5 cm marcados del tronco de los árboles (Figura 21). La longitud obtenida se dividió en los 5 cm para estandarizar los datos y obtener el coeficiente de rugosidad (Rosabal *et al.* 2012, 2013; Simijaca *et al.* 2018). Se midió el DAP para cada árbol muestreado a partir del valor de su circunferencia a la altura del pecho (CAP); sin embargo, esta variable solo se utilizó para comprobar que los árboles muestreados superaran los 20cm de DAP y no fue utilizada en el análisis.

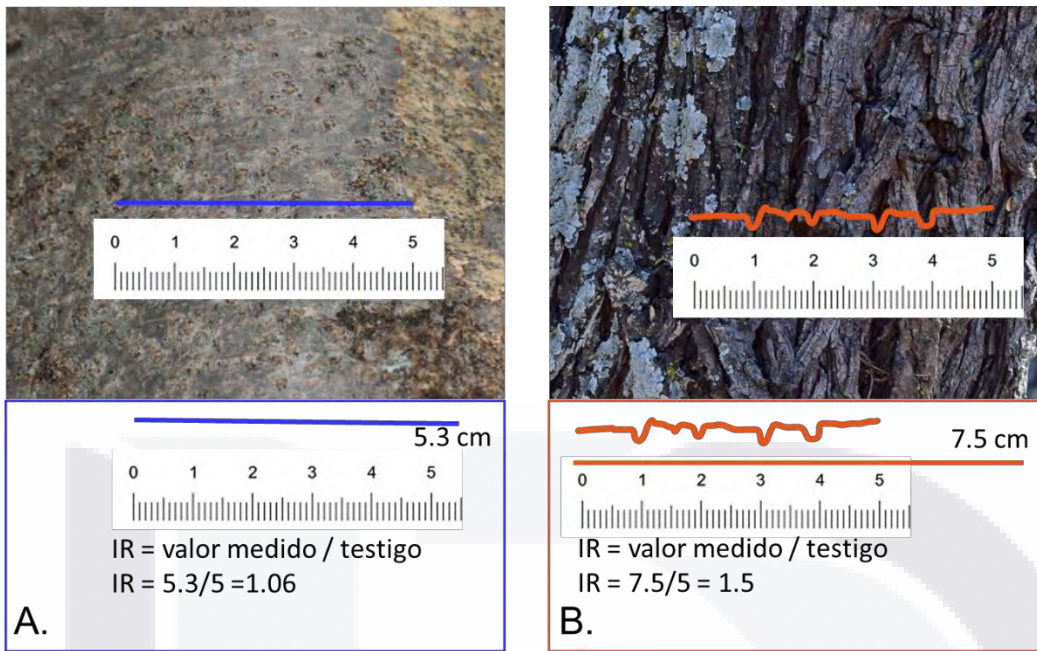


Figura 21. Medición de la rugosidad de la corteza: A) testigo y sedal sobre corteza de *Manihot caudata*; B) testigo y sedal sobre corteza de *Prosopis laevigata*.

La acidez (pH) para cada árbol se determinó mediante la extracción de una porción de corteza, la cual se transportó al laboratorio, en donde se extrajeron y trituraron 5 g para mezclarlos con 20 mL de agua destilada. La mezcla resultante se dejó en reposo por 24 horas y después se filtró para separar solamente la parte líquida, la cual se examinó con el uso de un potenciómetro digital OHAUS St20 (Kricke 2002; Rosabal *et al.* 2013).

7.2.4. Trabajo taxonómico

La identificación de los ejemplares siguió la metodología mencionada en el numeral 5.2.2 de este documento, con el uso de herramientas de microscopía (Leica EZ400, Leica DM 100), la aplicación de las pruebas químicas convencionales (K, C, P, I) y la exposición a la luz UV (Brodo *et al.* 2001).

7.2.5. Selección de rasgos funcionales

Los rasgos funcionales correspondieron con estructuras o características que describían la morfología de los talos liquénicos. Se consideraron características como: a) forma de crecimiento; b) tipo de fotobionte; c) estructuras reproductivas y e) la presencia de pruina (oxalato de calcio en la corteza superior). Cada una de ellas se categorizó en diferentes atributos funcionales, los cuales han sido usados previamente en la medición de la respuesta de las comunidades liquénicas ante diversos filtros ambientales (Benítez *et al.* 2018; Chilito *et al.* 2016; Giordani *et al.* 2012; Koch *et al.* 2013, 2019; Matos *et al.* 2015; Soto-Medina *et al.* 2019). Se usó la presencia (1) y ausencia (0) de cada uno de los rasgos funcionales de las especies encontradas y con esto se construyó una matriz de especies (filas) y atributos funcionales (columnas), indicando la composición funcional de cada especie liquénica.

Tabla 3. Rasgos y atributos funcionales que describen la morfología de las especies encontradas.

Rasgo funcional	Atributo
Forma de crecimiento	Costroso Folioso Fruticoso Dimórfico Escuamuloso Gelatinoso
Fotobionte	Alga verde Cianobacteria
Estructura reproductiva	Isidios Soredios Apotecios Peritecios Lirelas
Presencia de pruina	Pruina

7.2.6. Análisis de datos

- **Diversidad taxonómica**

Para evaluar la completitud del muestreo, se realizaron curvas de acumulación de especies, comparando la riqueza observada con la registrada por el estimador de Jacknife 1, Jacknife 2, Chao 1 y Chao 2 en el programa Estimates 9.1.0 (Colwell 2013; Colwell & Elsensohn

2014). Adicionalmente, se calculó la cobertura de muestreo como otra medida de la completitud, para determinar la proporción de individuos que pertenecen a las especies de la muestra (Chao & Jost 2012; Pineda-López 2019).

La diversidad alfa fue estimada mediante el número efectivo de especies qD , en donde se emplean diferentes órdenes de la diversidad de acuerdo con las series de Hill, para calcular la riqueza (0D), las especies comunes (1D) y las especies dominantes (2D), de acuerdo con la notación (Ecuación 1) propuesta por Jost (2006):

Ecuación 1:

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

Donde p_i es la abundancia relativa de cada especie, S el número de especies de la muestra y q el orden de la diversidad que se desea evaluar. Cabe anotar que al evaluar el orden 1 de la diversidad, el resultado de la ecuación dará una función indefinida, por lo que se utilizó el exponente del índice de Shanon ($e^{H'}$) para la estimación de las especies comunes (Ecuación 2).

Ecuación 2:

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

Donde p_i corresponde a la abundancia relativa de la especie.

Los valores de la serie de Hill se compararon entre los hospederos a una cobertura de muestreo específica (Chao & Jost 2012; Cultid-Medina & Escobar 2019) y se observó la tendencia de los diferentes órdenes, a través de perfiles de diversidad (Ávila-Gómez *et al.* 2019) obtenidos mediante el paquete iNEXT de R (Hsieh *et al.* 2016). Adicionalmente, las

especies dominantes y comunes se visualizaron mediante curvas de rango-abundancia (Juárez-Ramírez *et al.* 2016).

Por otra parte, se estimó la diversidad beta de acuerdo con el índice de disimilitud: $\beta_{cc} = \beta_3 + \beta_{rich}$, separando los componentes de la disimilitud en el reemplazamiento y las diferencias en la riqueza (Carvalho *et al.* 2012). Las especies exclusivas y compartidas por los tipos de vegetación se contabilizaron y se representaron en un diagrama de Venn, usando la función ggVennDiagram del paquete ggplot (Wickham 2011) en Rstudio. La afinidad de las especies por determinado tipo de vegetación se examinó mediante el Análisis de Especies Indicadoras (ISA), usando 1000 aleatorizaciones basadas en la prueba de Monte Carlo (McCune *et al.* 2000) y la relación de las variables ambientales con las comunidades liquénicas se visualizó en una ordenación NMDS (Ardila *et al.* 2014; Simijaca *et al.* 2018). Los análisis se realizaron en el programa PCORD versión 7.08 (McCune & Mefford 2018).

- **Diversidad funcional**

La composición funcional de las comunidades se calculó con el uso de la media ponderada de la comunidad (CWM), que corresponde al producto entre la presencia/ausencia del rasgo y la abundancia relativa de la especie en cada unidad muestral (Ecuación 3).

Ecuación 3:

$$CWM = \sum_{i=1}^S w_i x_i.$$

Donde w_i representa la abundancia relativa del rasgo en la comunidad y el término x_i representa el valor del rasgo (Pla *et al.* 2012), que para el caso de este estudio corresponderá a 0 (ausencia) o 1 (presencia).

La diversidad funcional se estimó mediante el índice de diversidad cuadrática de Rao (Pla *et al.* 2012), que combina la distancia entre pares de rasgos con la abundancia de las especies, como se muestra en la Ecuación 4. Para su cálculo, se requiere tener una medida de distancia

entre especies en el contexto de los rasgos, por lo cual será utilizada la distancia de Sorensen, que ha sido recomendada para el estudio de comunidades liquénicas (McCune 2015).

Ecuación 4:

$$Q = \sum_{i=1}^{s-1} \sum_{j>1}^s d_{ij} w_i w_j = \frac{1}{2} w_i' D w_j$$

Donde S representa el número de especies, d_{ij} es la distancia entre la i-ésima y la j-ésima especie y w_i es la frecuencia relativa de la i-ésima especie e igualmente w_j es la relativa de la j-ésima especie. En notación matricial, D es la matriz de distancias con elementos d_{ij} y w'_i , mientras que w_j son vectores con las frecuencias relativas.

La redundancia funcional se calculó para determinar la saturación funcional que se presentó en cada comunidad. En otras palabras, determinar las especies que tienen rasgos similares (de Bello *et al.* 2007). Para esto, se utilizó la relación entre la diversidad taxonómica y la diversidad funcional de acuerdo con el enfoque de Ricotta *et al.* (2016), que propone a la redundancia como el complemento de la unicidad funcional de la siguiente forma:

Ecuación 5:

$$1 - (Q/D)$$

donde Q es la diversidad cuadrática de Rao y D es la diversidad taxonómica o el inverso del orden 2 (Ecuación 1). Adicionalmente, se calculó la equidad funcional (equidad en la distribución de la abundancia de los rasgos funcionales) (Villéger *et al.* 2008). Las diferencias significativas entre los parámetros de diversidad funcional se establecieron mediante la prueba de Mann Whitney (Ardila *et al.* 2014).

Para explorar la relación entre las variables ambientales y los rasgos funcionales, se efectuó un análisis de Fourth Corner (Legendre *et al.* 1997; McCune 2015), usando 1,000 aleatorizaciones combinadas (entre filas y columnas). Adicionalmente, la relación entre los parámetros de la diversidad funcional y las variables ambientales se examinó mediante regresiones lineales (Gómez-Hernández *et al.* 2021). Los dos análisis se representaron utilizando la función ggcorrplot del paquete ggplot (Wickham 2011) en RStudio.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. Diversidad alfa

Como resultado de los muestreos, se obtuvieron 2,469 registros y la identificación de 103 especies, 30 de las cuales corresponden a registros nuevos (adicionales a los incluidos en el Capítulo 1). Parmeliaceae fue la familia mejor representada (39 especies), seguida por Physciaceae y Collemataceae (8). Sin embargo, esto varió al examinar por tipos de vegetación, donde Physciaceae fue la familia más representativa para el matorral subtropical (18 especies) y para el matorral xerófilo (7).

De manera similar, *Parmotrema* (13 especies) es el género de mayor riqueza en el estudio, seguido por *Heterodermia* (9) y *Physcia* (7). Asimismo, *Parmotrema* y *Heterodermia*, son géneros representativos en cada tipo de vegetación, excepto para el matorral xerófilo donde *Hyperphyscia* y *Physcia* presentaron dos especies, mientras los demás géneros presentaron una especie cada uno. En el bosque de encino, *Parmotrema* (10), *Heterodermia* (7) y *Punctelia* (6) son géneros representativos; en el matorral subtropical, se observó a *Parmotrema* (6), *Physcia* (6) y *Heterodermia* (5) (ANEXO A1- Tabla S2).

La completitud del muestreo se alcanzó en la mayoría de los estimadores para los tres tipos de vegetación, superando el 70% de la completitud; con ello, las especies registradas corresponden a una muestra suficiente de las comunidades liquénicas en cada tipo de vegetación (**Tabla 4**). No obstante, el matorral subtropical presentó valores bajos en el estimador Chao 2, con 53.8% (91 especies esperadas), y el estimador Jackknife 2, con 63.6% (77 especies esperadas). Adicionalmente, la cobertura de muestreo para cada tipo de vegetación superó el 95%.

Tabla 4. Estimadores de completitud de muestreo y cobertura de muestreo (SC) para los tipos de vegetación evaluados.

Tipo de vegetación	Especies observadas	Chao 1 (%)	Chao 2 (%)	Jackknife 1 (%)	Jackknife 2 (%)	SC (%)
--------------------	---------------------	------------	------------	-----------------	-----------------	--------

Bosque de encino	72	100	86.7	81.8	77	97
Matorral subtropical	49	100	53.8	75.4	64	95
Matorral xerófilo	13	100	81.3	81.3	68	99

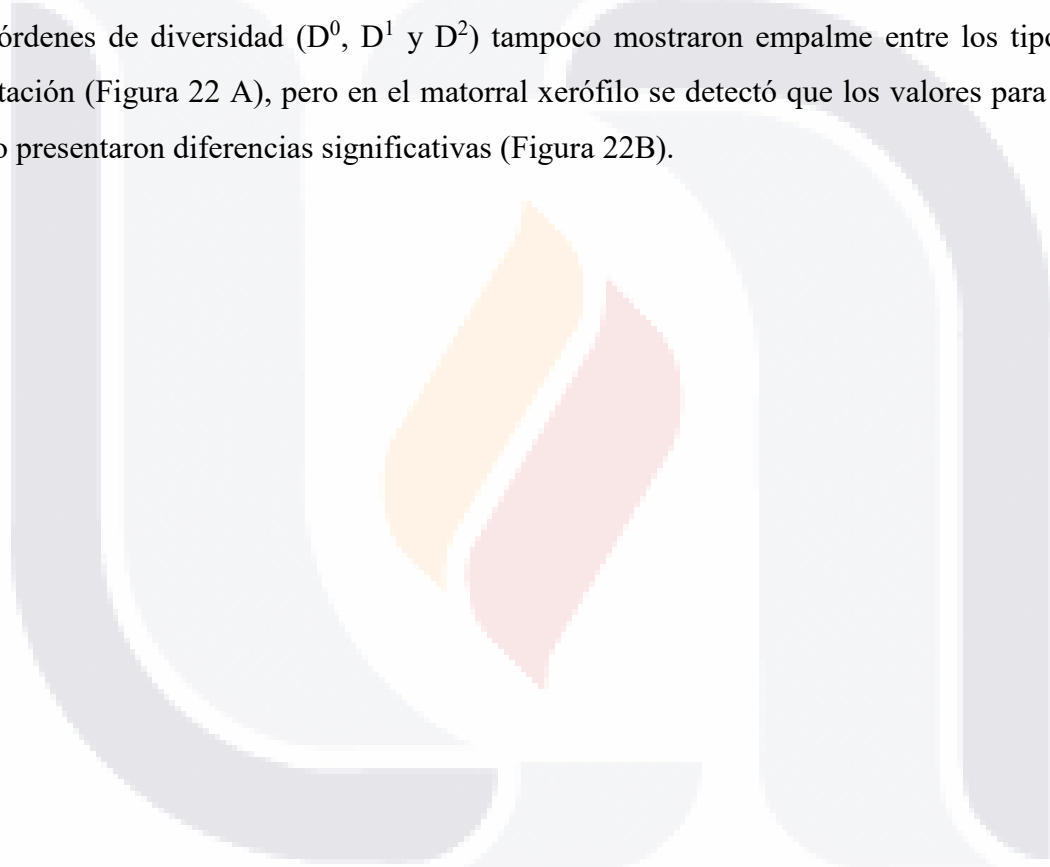
En términos de la diversidad de Simpson (S), el bosque de encino presentó la media más alta (media=0.82, mediana =0.82), seguido por el matorral subtropical (media=0.80, mediana =0.84) y el matorral xerófilo (media =0.80, mediana =0.79), para los cuales no se presentaron diferencias significativas. Por otra parte, los valores observados en los órdenes de diversidad (D⁰, D¹ y D²) y los que se presentan al igualar a un 96% la cobertura de muestreo, demuestran un patrón similar a la diversidad de Simpson, en donde el bosque de encino es el tipo de vegetación más diverso, seguido por el matorral subtropical y el matorral xerófilo (Tabla 5).

Tabla 5. Índices diversidad por sitio de muestreo y ordenes de diversidad para los tipos de vegetación. S= diversidad de Simpson, E= equidad de Shannon, * diversidad observada, SC = cobertura de muestreo

Tipo de vegetación	Sitio	Riqueza	S	E	D0*	D1*	D2*	D0 (SC96%)	D1 (SC96%)	D2 (SC96%)
Bosque de encino	1	33	0.86	0.69						
	2	44	0.82	0.66						
	3	35	0.86	0.73	72	40	27	68	39	26
	4	24	0.82	0.67						
	5	30	0.75	0.55						
Matorral subtropical	1	26	0.84	0.71						
	2	22	0.74	0.59						
	3	19	0.86	0.77	49	26	18	56	27	18
	4	22	0.84	0.72						
	5	17	0.75	0.63						
	1	9	0.82	0.86	13	9	8	9	8	7

	2	12	0.78	0.73
Matorral	3	10	0.82	0.82
xerófilo	4	10	0.78	0.76
	5	8	0.79	0.8

Dada la distancia y la ausencia de empalme entre los intervalos de confianza, las curvas de rarefacción muestran diferencias significativas en la riqueza de especies a través de los tipos de vegetación. La extrapolación a los valores máximos de riqueza estimó 80 especies para el bosque de encino, 61 especies en el matorral subtropical y 14 especies en el matorral xerófilo. Los órdenes de diversidad (D^0 , D^1 y D^2) tampoco mostraron empalme entre los tipos de vegetación (Figura 22 A), pero en el matorral xerófilo se detectó que los valores para D^1 y D^2 no presentaron diferencias significativas (Figura 22B).



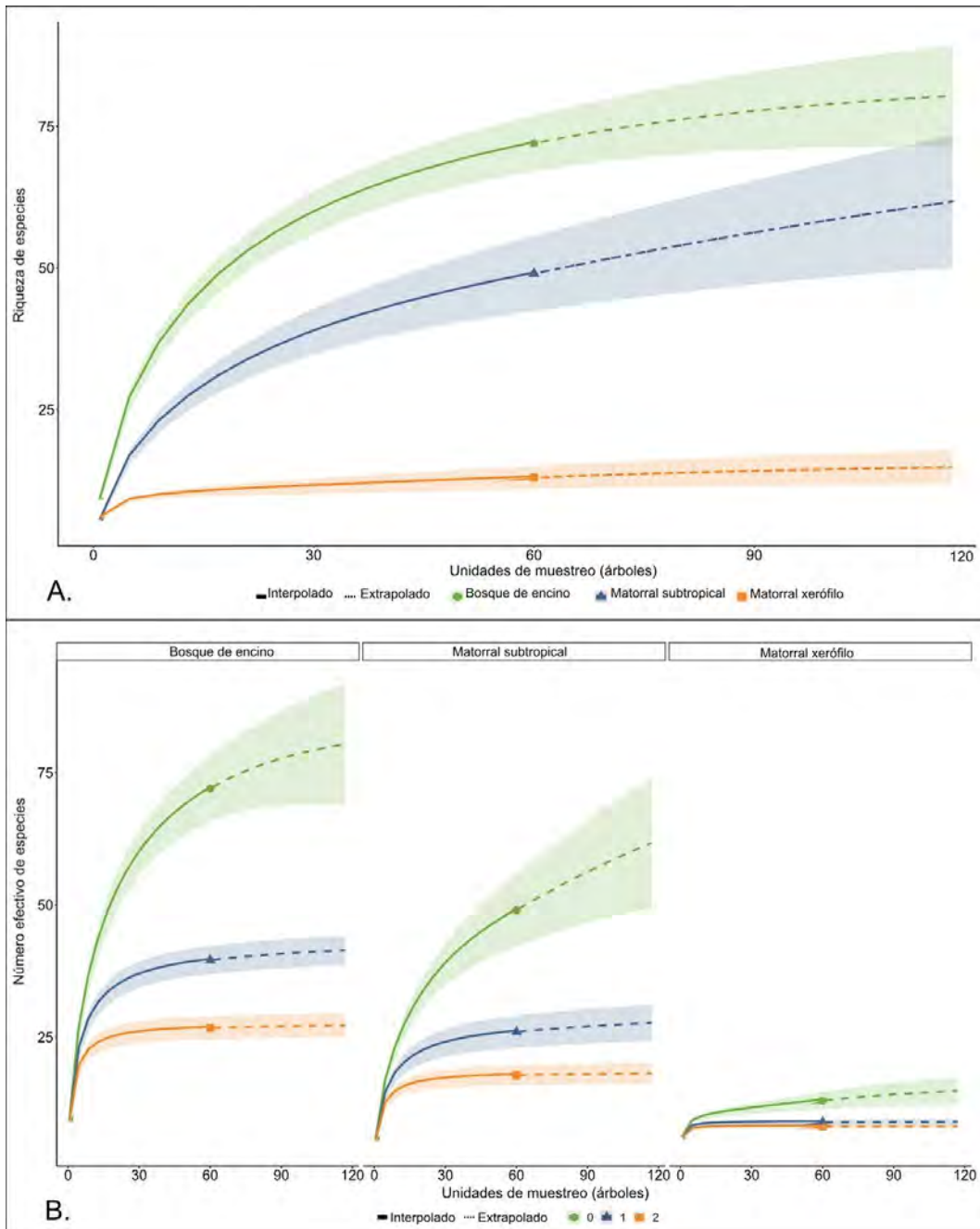


Figura 22. Diversidad de las especies líquénicas en cada tipo de vegetación: A) curva de rarefacción, B) perfil de órdenes de diversidad.

Con respecto a la abundancia, las especies del matorral xerófilo agrupan el 40% del total de la cobertura líquénica registrada, seguido por el matorral subtropical (31%) y el bosque de encino (29%). Contemplando los tres tipos de vegetación, la especie más abundante es *Hyperphyscia minor* (32,496 cm²), seguida por *Phaeophyscia nashii* (28,576 cm²) y

Flavopunctelia flaventior (28,472 cm²), cada una de las cuales ocupa el primer rango de abundancia dentro de los tipos de vegetación (Figura 23). Solo el 10% de las especies tuvo una cobertura mayor a 10,000 cm² y por lo menos el 33% de las especies registradas presentó una cobertura menor a 100 cm², dentro de las que se incluye a *Coccocarpia erythroxyli* (8 cm²), *Ochrolechia androgina* (84 cm²) y *Physcia soresdiosa* (20 cm²). Este patrón de abundancia resulta en valores de equidad promedio altos en cada tipo de vegetación, donde el matorral xerófilo (media E =0.79) difiere significativamente del bosque de encino y del matorral subtropical (Mann-Whitney U < 3; p < 0.05).

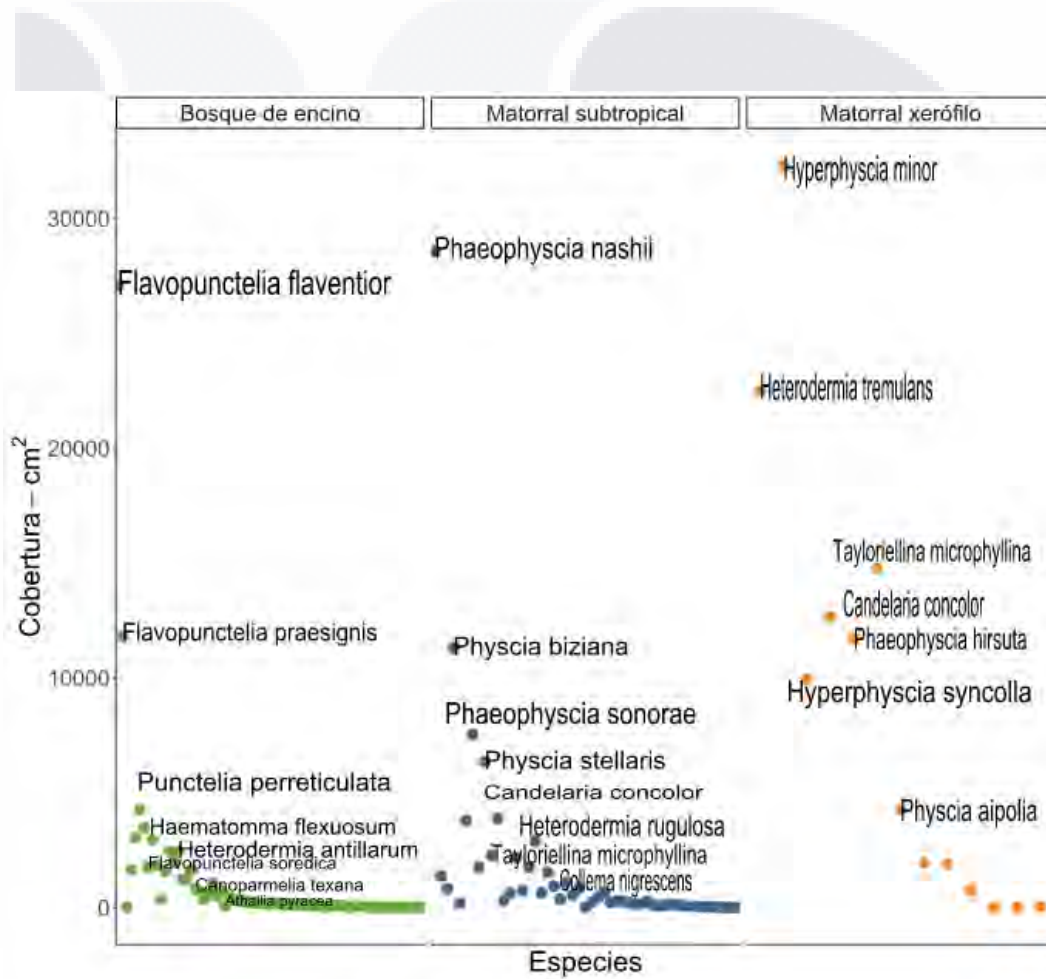


Figura 23. Valores y rangos de abundancia para las especies en cada tipo de vegetación.

7.3.2. Diversidad beta y ensamblaje de comunidades

La comparación entre el bosque de encino y el matorral xerófilo obtuvo el valor más alto en la disimilitud total $\beta_{cc}=0.96$, mientras que al comparar el matorral xerófilo con el matorral subtropical se obtuvo $\beta_{cc}= 0.83$. Por su parte, la composición más similar se obtuvo al comparar el matorral subtropical y el bosque de encino con $\beta_{cc}= 0.78$. La diferencia en la riqueza fue el componente de la diversidad beta con mayor influencia en la disimilitud (Figura 24), excepto para la comparación entre el matorral subtropical y el bosque de encino ($\beta_{rich}=0.23$), donde el remplazamiento ($\beta_{-3}=0.55$) fue el componente de mayor influencia.

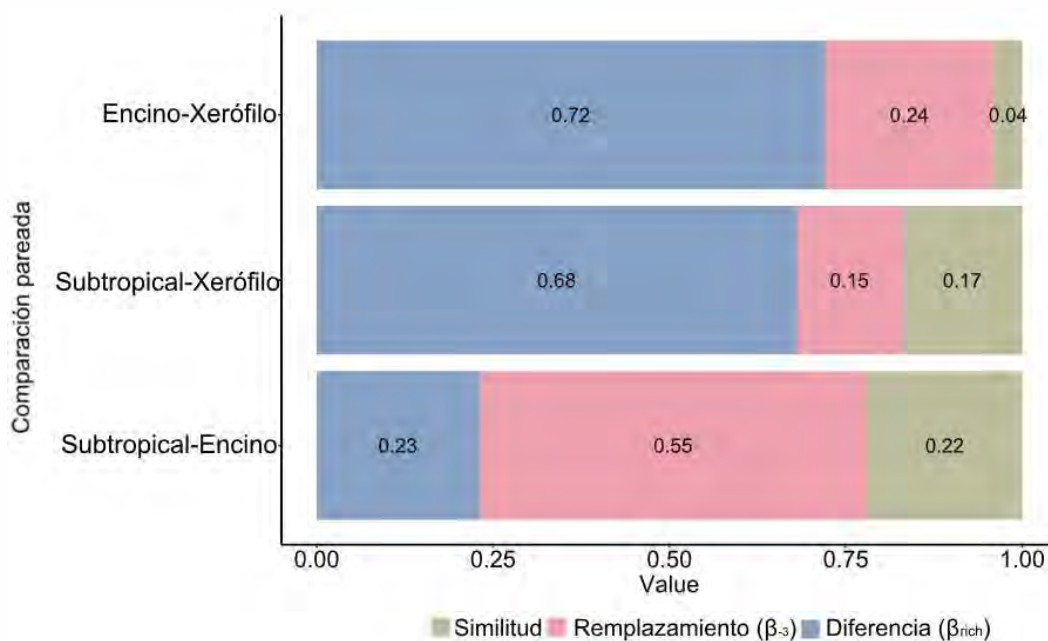


Figura 24. Componentes de la diversidad beta en la comparación pareada de los tipos de vegetación.

El análisis de conglomerados resultó en la conformación de tres grupos, incluso cuando se corta en el 40% de información remanente. Se observa mayor afinidad en la composición entre el matorral subtropical y el bosque de encino, que se separan del matorral xerófilo, tal como demostró la diversidad beta total (β_{cc}). Cada grupo adentro de cada tipo de vegetación comparte cerca del 70% de su composición líquénica. Sin embargo, el sitio 1 del matorral subtropical (Subtrop 1) tuvo menos especies compartidas con los otros sitios del mismo tipo de vegetación (Figura 25). Es así que el bosque de encino y el matorral subtropical comparten el 21% del total de especies registradas; el matorral subtropical y el matorral xerófilo comparten 9% de las especies, mientras que el matorral xerófilo y el bosque de encino

comparten apenas el 3% de las especies, las cuales también se presentan en el matorral subtropical. Los tres tipos de vegetación comparten la presencia de *Flavopunctelia soledica*, *Hyperphyscia minor* y *Tayloriellina microphyllina*.

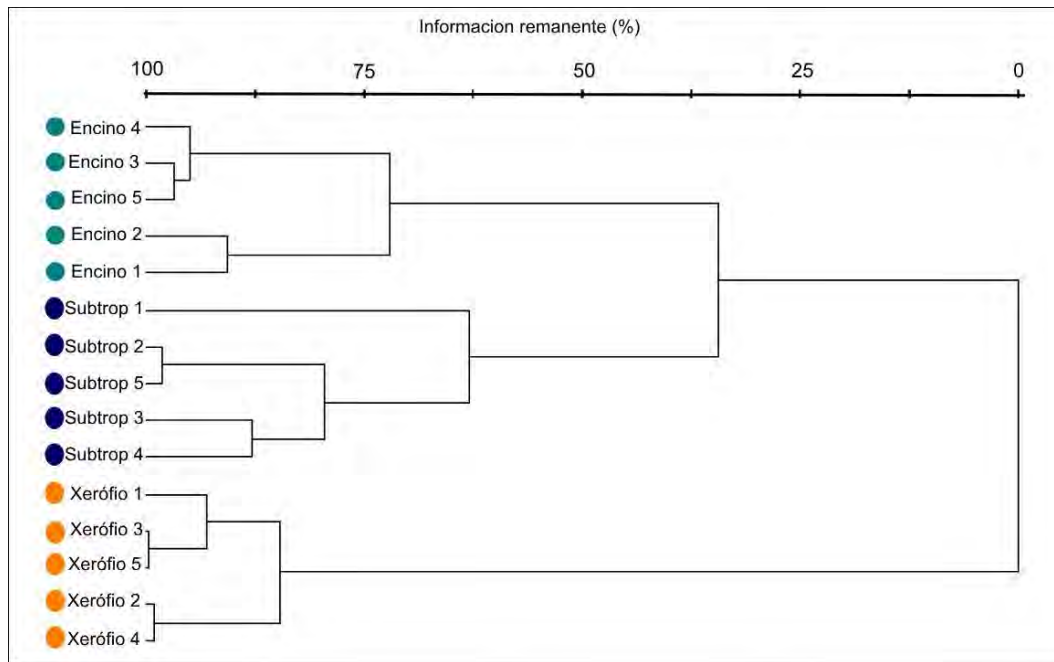


Figura 25. Dendrograma de conglomerados para los sitios de muestreo y los tipos de vegetación, bosque de encino (Encino), matorral subtropical (Subtrop) y matorral xerófilo (Xerófilo)

La configuración obtenida para el NMDS explicó el 93% de la variabilidad (estrés 2.53) y representó un gradiente de la composición líquénica mediado por la rugosidad (eje 1 $r^2= 0.56$; eje 2 $r^2= 0.65$) y la apertura del dosel (eje 1 $r^2= -0.20$; axis 2 $r^2= 0.61$); el vector correspondiente a pH no resultó en la ordenación dada su baja relación con los ejes (eje 1 $r^2= -0.09$; axis 2 $r^2= 0.26$). Cada tipo de vegetación se agrupó como un ensamblaje distintivo que respondió al gradiente de manera particular. Por ejemplo, la composición líquénica del bosque de encino se relacionó con doseles cerrados y cortezas rugosas, mientras que el matorral xerófilo se relacionó con cortezas rugosas y doseles abiertos (Figura 26; ANEXO A1-Tabla S3). Por otro lado, el ensamblaje resultante en el matorral subtropical se presentó como respuesta a doseles abiertos y cortezas lisas, excepto por el sitio 1 de este tipo de vegetación, que fue más afín a los doseles cerrados.

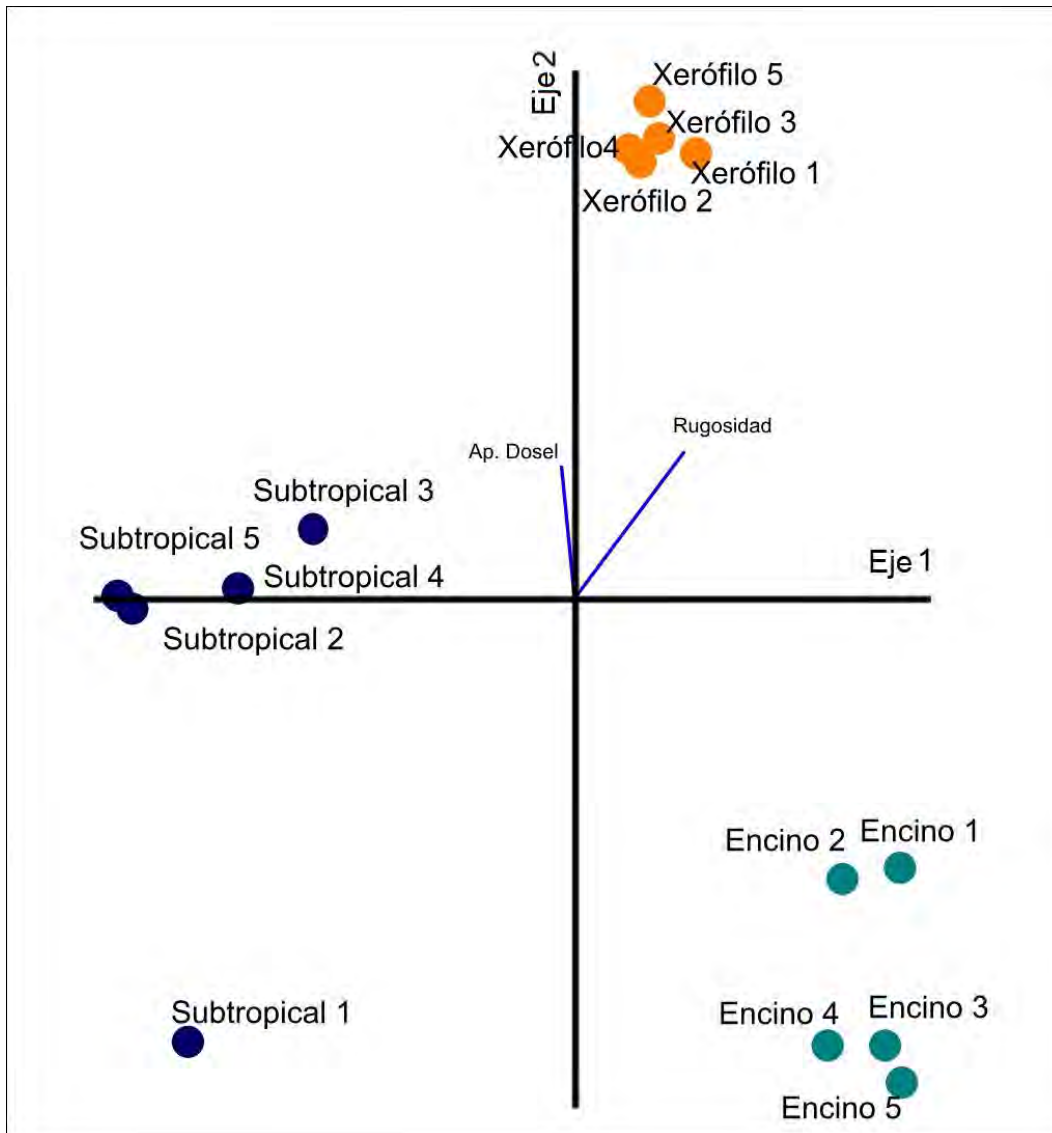


Figura 26. Relación espacial de la composición liquénica y las variables ambientales mediante el Análisis Multidimensional no Paramétrico (NMDS).

El análisis de especies indicadoras (ISA), permitió reconocer que el 22% del total de especies registradas pueden considerarse indicadoras para alguno de los tipos de vegetación. De las 25 especies registradas, 13 pertenecieron al bosque de encino con *Flavopunctelia praesignis*, *Haematomma flexuosum*, *Ochrolechia mexicana* y *Tetramelas chloroleucus* con los valores de importancia más altos (IV=100). El matorral xerófilo presentó siete especies indicadoras, donde *Hyperphyscia minor* (IV=99.2), *Heterodermia tremulans* (IV=94.2) y *Phaeophyscia hirsuta* (IV= 82.6) fueron las especies con los valores de IV más altos. El matorral subtropical

presentó cinco especies, cuyos valores de importancia oscilaron entre 100 y 69.1 (Tabla 6), con *Phaeophyscia sonorae* y *Physcia biziana* alcanzando los valores más altos.

Tabla 6. Especies de líquenes epífitos que son indicadoras para cada tipo de vegetación, de acuerdo con sus valores de importancia y significancia en el análisis de especies indicadoras (ISA).

Especie	Tipo de vegetación	IV	Promedio	SD	p *
<i>Phaeophyscia sonorae</i>	Matorral subtropical	100	31.3	14.19	0.002
<i>Flavopunctelia praesignis</i>	Bosque de encino	100	30.9	13.85	0.001
<i>Physcia biziana</i>	Matorral subtropical	100	29.9	13	0.002
<i>Tetramelas chloroleucus</i>	Bosque de encino	100	29.9	13.48	0.001
<i>Haematomma flexuosum</i>	Bosque de encino	100	29.3	12.86	0.001
<i>Phaeophyscia nashii</i>	Matorral subtropical	100	28.8	12.49	0.002
<i>Ochrolechia mexicana</i>	Bosque de encino	100	28.7	12.28	0.001
<i>Hyperphyscia minor</i>	Matorral xerófilo	99.2	40.2	12.89	0.001
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	Bosque de encino	95.7	36.2	12.32	0.001
<i>Heterodermia tremulans</i>	Matorral xerófilo	94.2	33.8	11.55	0.001
<i>Punctelia perreticulata</i>	Bosque de encino	92.9	41.8	16.06	0.002
<i>Heterodermia rugulosa</i>	Matorral subtropical	89.3	31.6	12.17	0.004
<i>Punctelia missouriensis</i>	Bosque de encino	86.3	32.4	13.35	0.006
<i>Phaeophyscia hirsuta</i>	Matorral xerófilo	82.6	39	12.07	0.003
<i>Canoparmelia texana</i>	Bosque de encino	80	29.7	14.28	0.013
<i>Parmotrema subtinctorium</i>	Bosque de encino	80	28.9	14.46	0.012
<i>Hyperphyscia syncolla</i>	Matorral xerófilo	80	28.3	13.48	0.008
<i>Physcia undulata</i>	Matorral xerófilo	80	27	12.39	0.009
<i>Polyblastidium hypoleucum</i>	Bosque de encino	80	27	13.37	0.013
<i>Parmotrema reticulatum</i>	Bosque de encino	79	31	13.83	0.011
<i>Punctelia jeckeri</i>	Bosque de encino	76.5	40.9	15.43	0.026
<i>Candelaria concolor</i>	Matorral xerófilo	72	38	11.56	0.016
<i>Tayloriellina microphyllina</i>	Matorral xerófilo	71.6	41.8	10.62	0.01
<i>Athallia pyracea</i>	Matorral subtropical	69.1	32.1	13.18	0.026
<i>Punctelia caseana</i>	Bosque de encino	63.8	35	13.12	0.04

IV: Valor de importancia, SD: Desviación estándar

7.3.3. Composición funcional

Todas las formas de crecimiento registradas en el estudio estuvieron presentes en el bosque de encino. Además, se observa una pérdida en los atributos de este rasgo funcional cuando se pasa al matorral subtropical, el cual no tiene presencia de líquenes fruticosos, y posteriormente al matorral subtropical, el cual carece de líquenes gelatinosos (Figura 27a). La forma de crecimiento con mayor CWM en el bosque de encino correspondió a los líquenes foliosos amplios (73%), seguidos por los líquenes costrosos (13%). Los líquenes con talos foliosos estrechos dominaron en el matorral subtropical (81%) y el matorral xerófilo (84%), mientras que la segunda forma de crecimiento que más se presentó en el matorral subtropical fueron los líquenes foliosos estrechos (9%) y en el matorral xerófilo fueron los líquenes costrosos (14%).

Los fotobiontes dominantes en los tres tipos de vegetación fueron los fotobiontes Chlorophytas, con más del 95% del CWM en cada tipo de vegetación y siendo el único tipo de fotobionte presente en el matorral xerófilo (Figura 27b). Por su parte, los fotobiontes Cyanophytas representaron el 5% del CWM en el matorral subtropical y el 3% del CWM en el bosque de encino.

En cuanto a las estructuras reproductivas se refiere, el bosque de encino presenta todos los atributos registrados, mientras que el matorral subtropical carece de líquenes con lóbulos y el matorral xerófilo carece de líquenes con isidios (Figura 27c). La combinación de estructuras sexuales y asexuales en el mismo talo liquénico (que se denominó aquí como mixto), fue una estrategia reproductiva dominante tanto el matorral xerófilo (73%) como en el bosque de encino (37%); por otro lado, en el matorral subtropical dominaron los soredios (46%), seguidos por los apotecios (40%).

Finalmente, la presencia de pruina fue más evidente en los líquenes del matorral xerófilo, con el 74% del CWM para este rasgo, seguido por el matorral subtropical, con 69% del CWM. El bosque de encino presentó la menor proporción de CWM en el estudio, con el 21%.

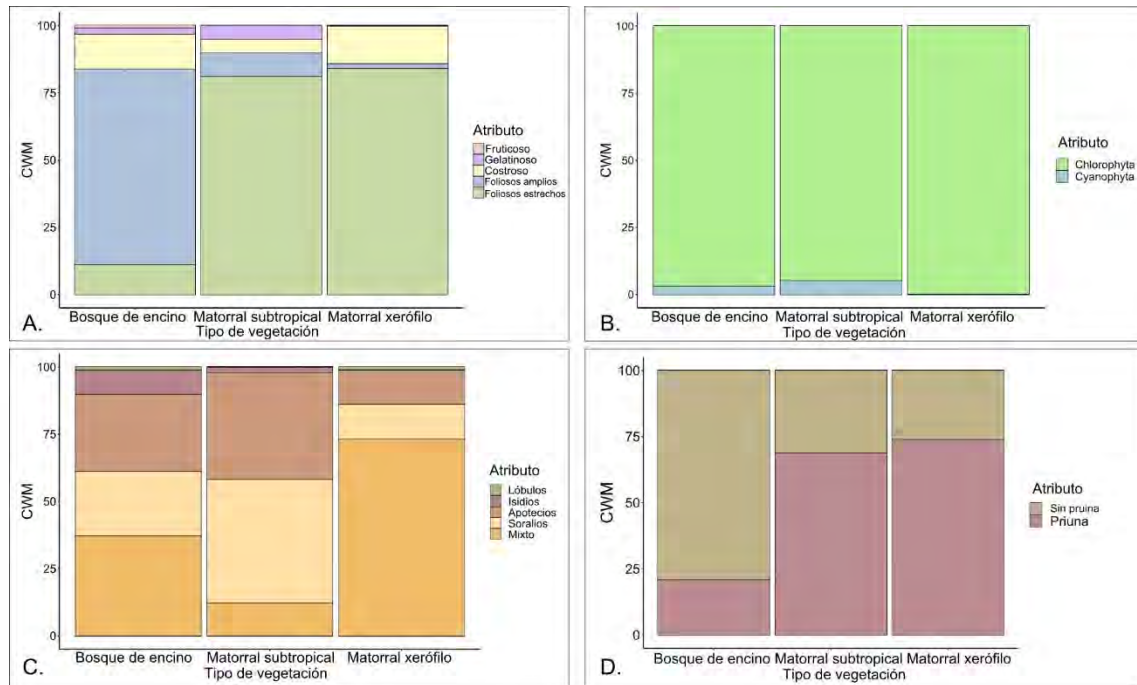


Figura 27. Composición funcional y proporción de CWM de los atributos evaluados en cada rasgo funcional; A) Forma de crecimiento; B) tipo de fotobionte; C) estructura reproductiva; D) presencia/ausencia de pruina.

7.3.4. Diversidad funcional

Los valores de diversidad funcional mostraron una mayor amplitud en el bosque de encino y menor amplitud en el matorral xerófilo (Figura 28a). Sin embargo, el mayor promedio en la diversidad funcional se registró en el matorral subtropical (mediana = 0.1, media = 0.09), seguido por el bosque de encino (mediana = 0.09, media = 0.1) y el matorral xerófilo (mediana = 0.05, media = 0.05). Pese a las diferencias en la amplitud y los valores promedio de la diversidad funcional, no se registraron diferencias significativas entre los valores promedio de la diversidad de Rao ($U > 3.5, p > 0.05$).

Los valores de equidad funcional presentaron una mayor amplitud en el matorral xerófilo que en los demás tipos de vegetación (Figura 28b). El mayor valor en la equidad promedio se presentó en el matorral xerófilo (mediana = 0.57, media = 0.52) y el menor valor se registró para el bosque de encino (mediana = 0.32, media = 0.31). Se reconoció que los valores de equidad del bosque de encino son significativamente más bajos en comparación con el matorral xerófilo ($U = 0.5, p = 0.01$) y el matorral subtropical ($U=6, p= 0.01$).

La diversidad de Simpson presentó una mayor amplitud en el matorral subtropical, pero la diversidad promedio fue mayor en el bosque de encino (mediana = 0.8, media = 0.82). Los valores promedio de diversidad no fueron significativamente diferentes entre los tipos de vegetación.

La redundancia funcional presentó mayor amplitud en el bosque de encino y el matorral subtropical (Figura 28d), pero presentó mayores valores promedio en el matorral xerófilo (mediana = 0.93, media = 0.93). Se presentaron diferencias significativas entre los valores de redundancia del matorral subtropical y el matorral xerófilo ($U=2.5, p= 0.04$).

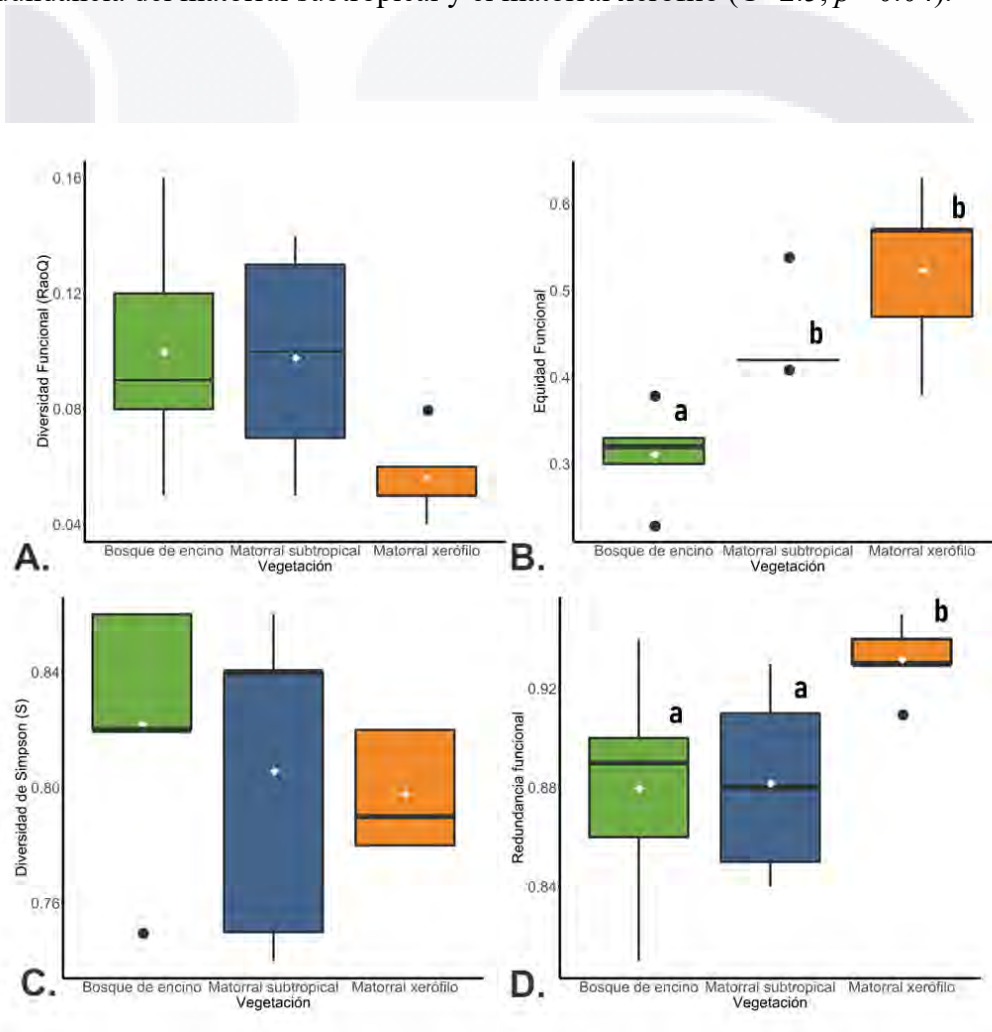


Figura 28. Amplitud y valores promedio para los índices de diversidad funcional y taxonómica: A) Diversidad funcional (RaoQ); B) Equidad funcional; C) Diversidad de Simpson (taxonómica); D) Redundancia funcional.

Los resultados del ISA aplicado a los rasgos funcionales permiten representar el patrón similar al observado en la composición funcional y la proporción de CWM de cada rasgo. Es así que los rasgos significativos para el matorral xerófilo corresponden con los líquenes que presentan algas Chlorophytas como su fotobionte (IV 34.2, $p= 0.008$) y que presentan la combinación de estructuras sexuales y asexuales para su reproducción, denominados como “mixto” (IV=60.1= $p= 0.004$); estos rasgos fueron espacialmente afines con los doseles abiertos y las cortezas rugosas, de acuerdo con el NMDS (Figura 29). Por el contrario, se observa que los talos fruticosos (IV=100, $p=0.001$), los talos foliosos de lóbulos amplios (IV=87, $p= 0.001$) y las estructuras reproductivas isidiadas (IV=84.9, $p=0.005$) resultaron indicadoras del bosque de encino y estos rasgos estuvieron espacialmente relacionados con árboles de doseles cerrados. Por otro lado, los apotecios (IV= 50.5 $p=0.033$) y los soledios (IV= 54.7, $p= 0.002$) fueron indicadores del matorral subtropical y fueron afines a las cortezas lisas y pH ácidos en las cortezas de los árboles (ANEXO 1-Tabla S3).

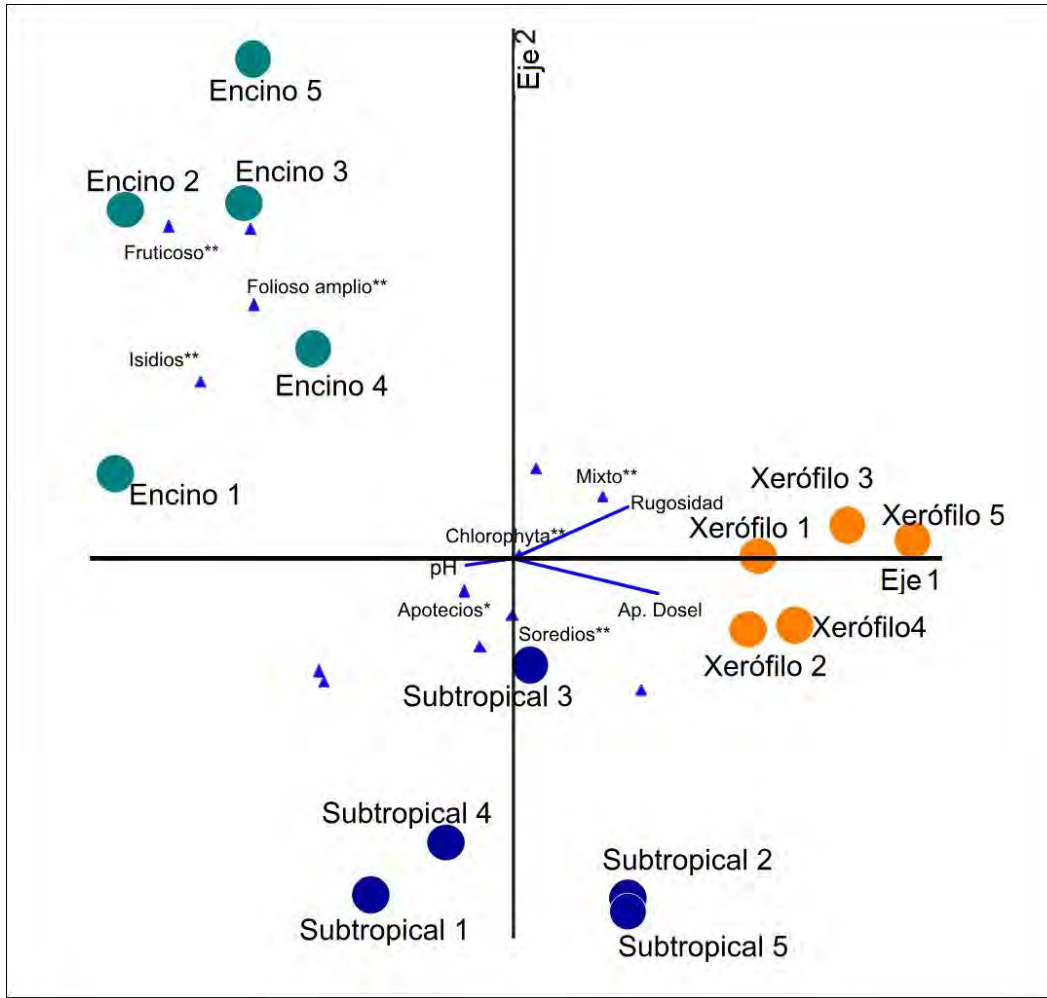


Figura 29. Ordenación NMDS de los rasgos funcionales, las comunidades líquénicas y variables ambientales. * ($p < 0.05$) y ** ($p < 0.005$) representan los rasgos funcionales significativos para cada tipo de vegetación.

El FCA (Figura 30) reveló una influencia significativa ($* = p < 0.05$, $** = p < 0.005$) y positiva de la rugosidad en la estrategia de reproducción mixta ($R = 49.5^*$) y, a la vez, se observó una relación positiva con la apertura del dosel ($R = 0.27^*$). Asimismo, esta estrategia de reproducción decreció en el matorral subtropical ($R = -0.41^{**}$) y se vio favorecida por las condiciones del matorral xerófilo ($R = 0.47^*$). Adicionalmente, la apertura del dosel presentó una relación positiva con los líquenes foliosos de lóbulos estrechos ($R = 0.37^*$), que decrecen en las condiciones del bosque de encino ($R = -0.68^{**}$). Por el contrario, la apertura del dosel presentó una relación negativa con los líquenes foliosos de lóbulos amplios ($R = -0.44^*$), que

decrecen en el matorral xerófilo ($R=-0.41^*$), pero se favorecen en las condiciones del bosque de encino (0.70^{**}).

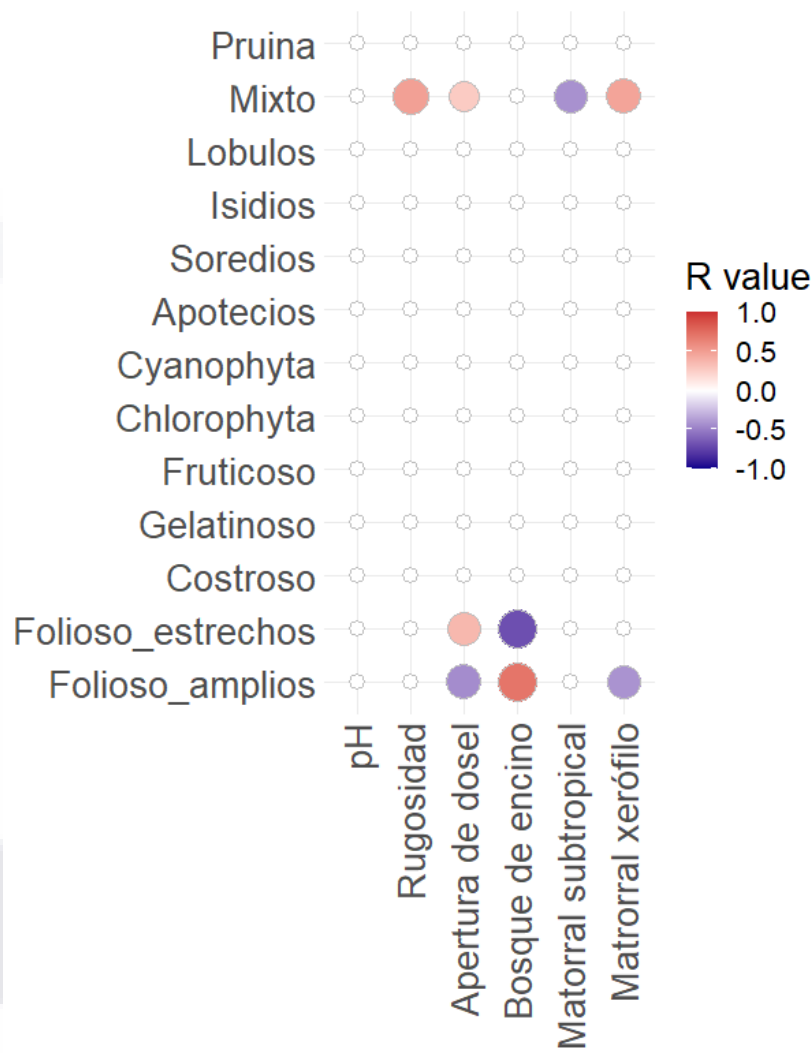


Figura 30. Análisis de Fourth Corner para representar la relación de los rasgos funcionales y las variables ambientales que muestran las relaciones significativas ($p < 0.05$). En color rojo se muestran las relaciones positivas y en color azul las relaciones negativas.

La regresión lineal para relacionar las variables ambientales con los parámetros de la diversidad (taxonómica y funcional), resultó en una relación significativa ($* = p < 0.05$, $** = p < 0.005$) y negativa de la rugosidad con la diversidad funcional ($R = -0.5^*$) y con la riqueza ($R = -0.5^*$), pero positiva con la redundancia (0.53^*). Por su parte, la apertura del dosel tuvo

una relación positiva con la equidad funcional ($R=0.63^{**}$) y una relación negativa con la riqueza ($R=-0.52^{*}$); que la acidez de la corteza (pH) no tuvo ninguna relación significativa con otro parámetro. Por otro lado, la diversidad funcional (RaoQ) se relacionó positivamente con la diversidad taxonómica ($R= 0.72^{**}$) y negativamente con la redundancia (-0.99^{**}), mientras que la equidad funcional mostró una relación negativa con la riqueza (Figura 31). Asimismo, la redundancia funcional mostró relaciones negativas con la diversidad taxonómica y ($R= 0.69^{**}$) con la riqueza.

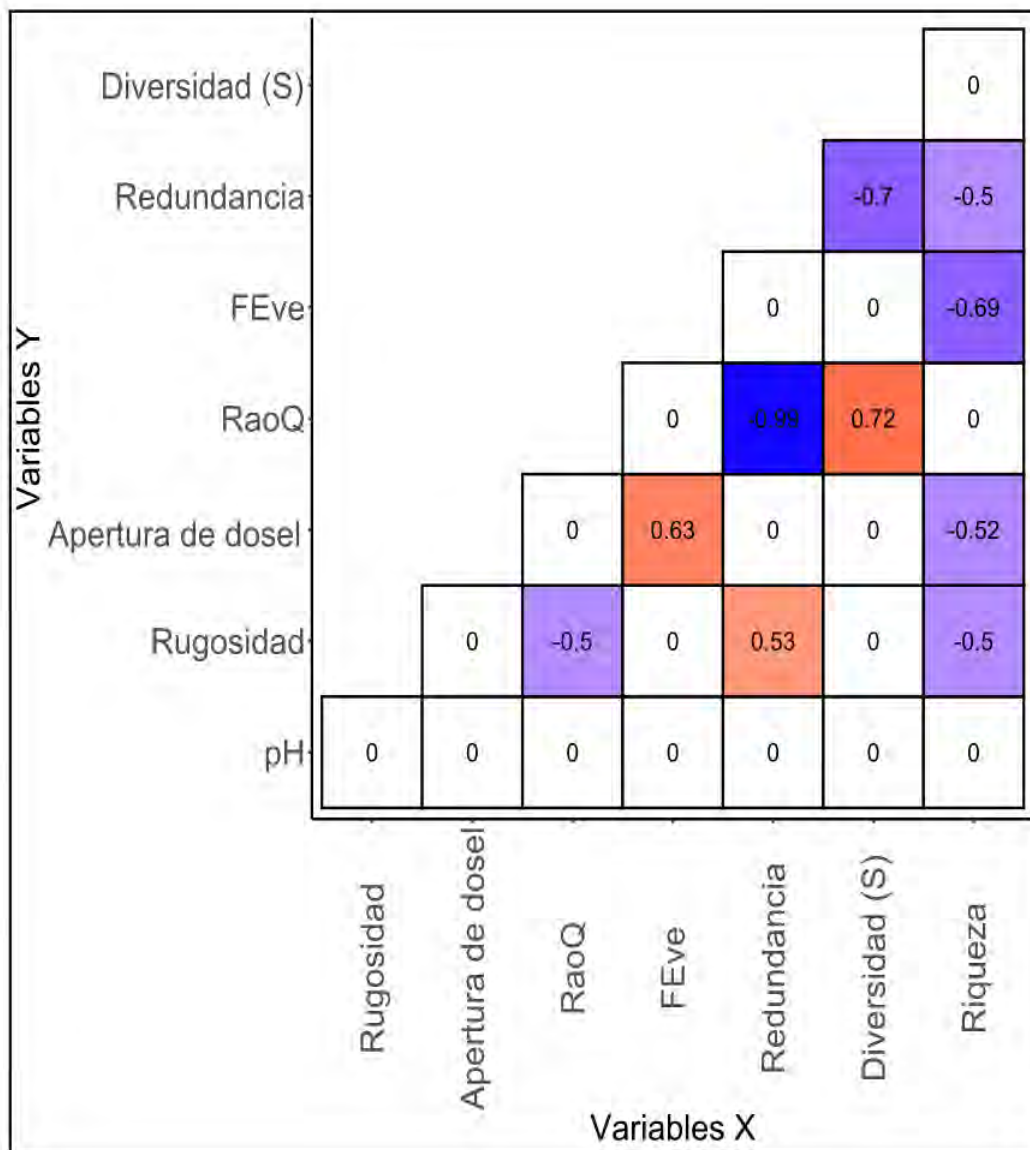


Figura 31. Correlograma de las variables ambientales y los parámetros de la diversidad funcional.

7.4. DISCUSIÓN

La riqueza de la familia Parmeliaceae encontrada en este estudio, coincidió con los hallazgos de Miguel-Vázquez *et al.* (2021) y Simijaca *et al.* (2023), en donde la familia presentó el mayor número de especies, destacando *Parmotrema* como uno de los géneros con mayor riqueza para el estado de Aguascalientes. En este estudio, Parmeliaceae se encontró con frecuencia en el bosque de encino y el matorral xerófilo. Al contrario de Physciaceae, que acumuló el 37% de las especies en el matorral subtropical, fue la familia más representativa de este tipo de vegetación. La familia Physciaceae ha sido comúnmente registrada en bosques abiertos, matorrales espinosos e incluso en espacios urbanos (Cáceres *et al.* 2007, 2008; Koch *et al.* 2013, 2016). Ésta muestra una notable capacidad de adaptación, debido a sus características morfológicas tales como la corteza superior blanquecina, la capa epinecral y las estrategias reproductivas múltiples que favorecen la colonización de este grupo de líquenes en diferentes ambientes (Mongkolsuk *et al.* 2015; Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007). También, presentan metabolitos secundarios como el oxalato de calcio, que les brindan una ventaja ante condiciones de exposición lumínica alta (Chuquimarca *et al.* 2019).

Por otro lado, los estimadores de riqueza presentaron una proporción de la completitud que osciló entre 68 y 87% (Tabla 4), lo que sugirió la suficiencia del muestreo para los tipos de vegetación considerados en este estudio (Moreno 2001). No obstante, en el matorral subtropical se observó que los estimadores Chao 2 (53.8%) y Jackknife 2 (64%) tuvieron la completitud más baja con respecto a los demás estimadores. Esto se debe a que en el matorral subtropical resultaron 21 especies exclusivas y 15 “singletons”, lo que no implica que el matorral subtropical tenga un muestreo insuficiente, dado que un alto número de singletons no siempre se soluciona con un esfuerzo de muestreo mayor (Pineda-López 2019). De hecho, al comparar un muestreo de líquenes dirigido, uno delimitado por cuadrículas y otro con repeticiones, se observa que este último es más sensible a la captura de especies raras (Cáceres *et al.* 2007), coincidiendo con lo encontrado en este estudio para el matorral subtropical.

Se ha mencionado que los estimadores que establecen el límite inferior de la riqueza (Chao) pueden ser útiles cuando una comunidad es muy diversa y presenta un número alto de especies raras, siempre y cuando la posibilidad de detectar estas especies sea homogénea (Chao *et al.* 2015; Chao & Colwell 2017). Lo mismo ocurre con los estimadores Jackknife, de los cuales se menciona que pueden subestimar o sobreestimar los valores de riqueza dependiendo del tamaño de la muestra (Chiu *et al.* 2014), como ocurrió en Aguascalientes para la riqueza del matorral subtropical y el matorral xerófilo. En este estudio, se presentaron ensamblajes liquénicos con coberturas y frecuencias muy heterogéneas (Tabla A2, Figura 21), por lo que fue oportuno el uso de la cobertura de muestreo como alternativa al uso de los estimadores no paramétricos (Pineda-López 2019). La cobertura de muestreo ha sido utilizada para conocer la representatividad (proporción) de una muestra en una comunidad y es comúnmente utilizada en comunidades de artrópodos sociales donde se dificulta el conteo de individuos (Ávila-Gómez *et al.* 2019; Sanjuan-Trejo *et al.* 2021).

Se ha reconocido que cada tipo de vegetación puede presentar una riqueza y composición distinta, tanto en latitudes tropicales como templadas (Komposch & Hafellner 2003; Cáceres *et al.* 2008, Nacimbene & Marini 2015). Este es el caso de los tipos de vegetación de Aguascalientes, que presentan ensambles de líquenes epífitos con diferencias significativas en los valores de los órdenes de diversidad (D^q). Por ejemplo, al comparar el número de especies comunes en un escenario con el 96% de la cobertura de muestreo, el bosque de encino presentó mayor número ($D^{1=}$ 39) que el matorral xerófilo ($D^{1=}$ 9). Otras comparaciones de la diversidad entre tipos de vegetación muestran la misma tendencia, donde los bosques de alta montaña en Colombia son 64% más ricos que los bosques secos (Soto-Medina *et al.* 2021). Del mismo modo, si se compara el bosque de encinos con el matorral xerófilo en México, la magnitud de la diferencia indica que los primeros son 43% más ricos (Herrera-Campos *et al.* 2014).

Las diferencias en los valores de diversidad pueden verse influenciadas por variables ambientales como la elevación, la temperatura y la precipitación (Soto-Medina *et al.* 2019) o por características propias de los sustratos hospederos, como la rugosidad y acidez de las cortezas arbóreas (Simijaca *et al.* 2018). En este caso, el filtro ambiental ejercido por las características de cada tipo de vegetación selecciona un grupo de especies particular, que a

su vez promueve la exclusión competitiva (Kraft *et al.* 2015). Lo anterior explica la cercanía de los valores de D^1 y D^2 tanto en el matorral xerófilo como en el matorral subtropical y permite inferir que la dominancia de un grupo de especies particular en cada tipo de vegetación estuvo influenciada por variables como la rugosidad y la apertura del dosel.

Asimismo, los componentes de la diversidad beta son una evidencia de las diferencias en la composición de los ensambles de líquenes, permitiendo reconocer más detalladamente si el recambio o las diferencias en la riqueza determinan la disimilitud de las comunidades (Carvalho *et al.* 2012). Al comparar el matorral xerófilo con los demás tipos de vegetación evaluados en Aguascalientes, se observó que las diferencias en la riqueza son el componente más importante de la disimilitud total, mientras que, en la comparación entre el matorral subtropical y el bosque de encino, la disimilitud está determinada por el recambio de especies. Del mismo modo, cuando se compararon comunidades liquénicas del Mediterráneo europeo, las diferencias en la riqueza fueron el componente más relevante de la disimilitud (Di Nuzzo *et al.* 2021). Incluso al comparar las comunidades de líquenes entre dos árboles hospederos, también se ha evidenciado la prevalencia de este componente de la disimilitud (Ardila-Rios *et al.* 2014; Simijaca *et al.* 2018), lo que posiblemente esté relacionado con la acción de un filtro ambiental (Kraft *et al.* 2015).

Tanto las variables climáticas como las propias de los sustratos colonizados por los líquenes, tienen influencia en la composición de los ensambles comunitarios. Un ejemplo es la luz incidente en el sustrato, ocasionalmente identificada mediante la apertura del dosel (Frazer *et al.* 2001). Ésta se emplea usualmente como una variable para reconocer estadios sucesionales o eventos de fragmentación de bosques, en los que se diferencian los ensambles de líquenes esciófilos y heliófilos (Benítez *et al.* 2012, 2015; Marmor *et al.* 2011, Soto-Medina *et al.* 2012).

En el matorral xerófilo de Aguascalientes, se destacó un ensamble heliófilo compuesto por especies como *Hyperphyscia minor*, *Heterodermia tremulans* y *Tayloriellina microphyllia*, con altos valores de IV en el ISA para este tipo de vegetación. Allí se presentaron talos costrosos y foliosos estrechos, acompañados por apotecios o por la estrategia de reproducción mixta (apotecios-soredios). Esta morfología coincidió con la composición funcional de ensambles de líquenes que se presenta en espacios abiertos (Giordani *et al.* 2014, Lucheta *et*

al. 2019). Por su parte, el bosque de encino presentó especies esciófilas, entre las que se destacan *Flavopunctelia flaventior*, *Ochrolechia mexicana*, *Parmotrema reticulatum* y *Punctelia missouriensis*, entre otras, que de acuerdo con Lakatos *et al.* (2006), presentan adaptaciones morfológicas que permiten la ampliación de la superficie del talo para facilitar el proceso de la fotosíntesis en condiciones de luz escasa. Consecuentemente, en el bosque de encino predominaron los talos foliosos amplios, talos fruticosos y la reproducción por isidios (ver Figuras 24 y 27); estas estructuras, al parecer, están involucradas en la disponibilidad de materia orgánica y la captura de agua (Ellis 2012; Gauslaa 2014). A su vez, en el matorral subtropical se identificó a *Candelaria concolor*, *Heterodermia rugulosa*, *Phaeophyscia nashii* y *Physcia biziana* que forman parte del ensamble de especies con talos foliosos estrechos, con superficies pruinosas y con soledios o apotecios. De acuerdo con Koch *et al.* (2019), la presencia de pruina puede ser utilizada para identificar espacios con una incidencia de luz excesiva, así como de contaminantes, donde la pruina se produce por el estrés oxidativo. Además, este tipo de vegetación se relacionó negativamente con la reproducción mixta, lo que permitió observar una incidencia diferente de la apertura del dosel en el matorral xerófilo y el matorral subtropical. Esto es contrario a lo documentado en los estadios sucesionales de bosques subtropicales de Brasil, donde la diversidad funcional estuvo positivamente influenciada por la apertura del dosel (Koch *et al.* 2013, 2022).

Se ha demostrado que la rugosidad del sustrato también tiene influencia en la riqueza y composición de los ensambles de líquenes (Gradstein *et al.* 2003; Lucheta *et al.* 2019; Simijaca *et al.* 2018). Por ejemplo, en los bosques tropicales de tierras bajas se reconoce una relación negativa entre la rugosidad y la riqueza líquénica (Cáceres *et al.* 2007; Rosabal *et al.* 2013). Asimismo, se observa una relación negativa con la frecuencia de formas frutuosas y foliosas que colonizan los árboles de *Populus tremula* en Escocia (Ellis y Copins 2007). En este estudio, también se detectó la influencia de la rugosidad en la composición de los ensambles comunitarios y una relación negativa entre la rugosidad y la riqueza de especies. Lo anterior también se reflejó en el recambio de rasgos funcionales que ocurrió entre el matorral subtropical y el matorral xerófilo y en la relación positiva entre la reproducción mixta y este último tipo de vegetación. De la misma manera, la estrategia mixta presentó una relación negativa con el matorral subtropical, donde los soledios colonizaron más frecuentemente a los árboles de superficies lisas, como *Bursera*, *Ipomoea* y *Manihot*

(ANEXO 1-Tabla S3), destacándose como ventaja competitiva cuando los sustratos son diversos (Giordani *et al.* 2014).

Por otra parte, la acidez de las cortezas afecta la composición de las comunidades líquénicas y ha permitido identificar ensamblajes comunitarios que prefieren una acidez menor (Käffer *et al.* 2009; Rosabal *et al.* 2013). De hecho, cuando se ha comparado la composición, riqueza y abundancia de los ensamblajes líquénicos entre encinos (*Quercus* spp.), pinos y eucaliptos, se sugiere que este último hospedero no es un sustrato favorable para la diversidad de la biota líquénica, ya que registra valores bajos de pH que provocan una disminución de la riqueza y diversidad funcional (Calviño-Cancela *et al.* 2013, Ardila *et al.* 2014). En contraste, los bosques de encino han demostrado ser sustratos propicios para el desarrollo de biota líquénica (Córdova *et al.* 2016, Simijaca *et al.* 2018). Esto concuerda con los resultados de este estudio, en el que se reconoce la conformación de un ensamblaje con el mayor valor de riqueza y cerca de 50 especies exclusivas, a diferencia de la riqueza y composición de *Prosopis* en el matorral xerófilo.

La acidificación de las cortezas puede estar relacionada con cambios en el uso del suelo, promovidos por la ampliación de la frontera agrícola y la urbanización, lo que trae consigo la acumulación de material particulado en múltiples sustratos (Garrido-Benavent *et al.* 2015, Pinho *et al.* 2004). En este sentido, para el estado de Aguascalientes se ha reportado una amplia transformación de las coberturas de matorral subtropical y el matorral xerófilo (CONABIO *et al.* 2008), que puede estar contribuyendo en la acidificación de los sustratos y en los cambios en la diversidad de líquenes. Pese a que la influencia de la transformación del paisaje no fue cuantificada en este estudio, sí se reconoce que el gradiente establecido para comparar los tipos de vegetación implicó un cambio en las especies de árboles, siendo más heterogénea la composición del matorral subtropical, lo que tuvo incidencia en el promedio de acidez de la corteza en este tipo de vegetación. Esta heterogeneidad promovió el recambio de especies entre el matorral subtropical y el bosque de encino. Por otro lado, el matorral xerófilo representado por *Prosopis*, exhibió la mayor acidez (pH promedio =5.48), lo que promovió amplias diferencias en la riqueza líquénica y una composición taxonómica y funcional bastante particular.

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

Especies con talos foliosos estrechos y que se reproducen por medio de soredios, se han reconocido como un ensamble de líquenes resistente a la acidificación (Giordani *et al.* 2012, Lucheta *et al.* 2019). Los resultados obtenidos coincidieron con el patrón anterior, aunque también es importante resaltar que los apotecios fueron la estructura reproductiva más frecuente con condiciones de pH alto; esto concuerda con lo reportado por Degtjarenko *et al.* (2018) y tiene relación con la búsqueda de intercambio genético y de eventos nuevos de liquenización, los cuales se posibilitan con la colonización de las esporas sexuales (Seymour *et al.* 2005). Por su parte, los isidios y lóbulos se han reportado como favorecidos por condiciones de acidez baja, puesto que su mayor tamaño facilita la captura de agua y material disuelto; no obstante, esta característica también se ha reconocido como una desventaja en condiciones de estrés por acumulación de material disuelto (Koch *et al.* 2019). Pese a lo anterior, en este estudio no se detectó una relación significativa entre el pH de la corteza y las variaciones en los índices de diversidad taxonómica o funcional.

La diversidad funcional se puede analizar no solo con la composición de rasgos funcionales de cada intervalo en un gradiente, sino también a través de índices que representan el rango y distribución de los rasgos (Lavorel *et al.* 2008; Pla *et al.* 2012). Estos índices, que incluyen la diversidad (RaoQ), la equidad (Eve) y la redundancia, se han aplicado en comunidades líquénicas para reconocer los patrones de diversidad funcional y sus cambios en eventos de perturbación o sucesión de bosques (Käffer *et al.* 2021, Lucheta *et al.* 2019), donde se observa una mayor diversidad funcional asociada con escenarios más conservados. En este estudio, se registró una diversidad funcional mayor (RaoQ) en el matorral subtropical y el bosque de encino en comparación con el matorral xerófilo; aunque no se encontraron diferencias significativas entre los valores de este índice, se observa que a nivel general presenta una relación positiva con la diversidad taxonómica y una relación negativa con la redundancia. Estas relaciones permiten inferir que, tanto en el matorral subtropical como en el bosque de encino, ocurren múltiples interacciones bióticas (Koch *et al.* 2013). Dichas interacciones pueden relacionarse con el aumento en la diversidad taxonómica y las diferencias en la diversidad beta, que se obtuvieron al comparar los tipos de vegetación, lo que sugiere diferentes linajes con diversos rasgos coexistiendo en un mismo tipo de vegetación (Caiafa *et al.* 2017; Koch *et al.* 2022). Asimismo, se observa una relación negativa de la diversidad funcional con la rugosidad, por lo que esta variable puede ser considerada

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

como un factor limitante, ya que promueve la redundancia funcional y moldea la estructura del ensamble de especies (Ardila *et al.* 2014; Soto-Medina *et al.* 2019).

La pérdida de especies en un ecosistema implica que algunos taxones llevan a cabo funciones similares para mantener los procesos de los ecosistemas (redundancia funcional; Ricotta *et al.* 2016). Adicionalmente, se ha establecido una relación negativa entre la redundancia y la equidad funcional (Mouillot *et al.* 2013). En los resultados del presente estudio no se encuentra una relación entre estos dos parámetros de la diversidad funcional; de hecho, el matorral xerófilo presentó los valores más altos en estos parámetros, lo cual se acompaña con los valores altos de abundancia distribuidos entre las pocas especies presentes en este tipo de vegetación (ANEXO 1-Tabla S2). Lo anterior concuerda con el patrón descrito para las comunidades de líquenes epífitos de *Ficus* sp. en la Península Ibérica, que también presentan agrupamiento filogenético y funcional en respuesta al estrés hídrico (Prieto *et al.* 2017). Asimismo, la familia Parmeliaceae en México presenta valores menores en la riqueza y la diversidad filogenética a medida que se comparan los bosques templados, la selva baja caducifolia y el matorral xerófilo (Lücking *et al.* 2016c). En Aguascalientes se observa un patrón similar, teniendo en cuenta que en el matorral xerófilo solo se encontraron cinco familias y que el 50% de las especies de este tipo de vegetación pertenecen a la familia Physciaceae.

Por otro lado, valores bajos de redundancia pueden resultar en una vulnerabilidad mayor de las especies y ecosistemas ante la pérdida de funciones ocasionada por un disturbio (Koch *et al.* 2013). Lo anterior permite sugerir al matorral subtropical como un ecosistema vulnerable, debido a que este tipo de vegetación se ha reportado como el más transformado en el territorio de Aguascalientes (Siqueiros *et al.* 2016). Además, en este tipo de vegetación se documentó la presencia de *Phaeophyscia sonorae*, que se ha sugerido se incluya en la Lista Roja de la IUCN como especie vulnerable (Simijaca *et al.* 2023).

Por otra parte, en este estudio se reconoce al enfoque basado en rasgos funcionales blandos (morfológicos) como una estrategia apropiada para explicar la manera en la que se ensamblan las comunidades liquénicas en los tipos de vegetación de Aguascalientes. Adicionalmente, se considera un enfoque integrativo, teniendo en cuenta que a través de los atributos fenotípicos es posible explorar la historia evolutiva de los linajes involucrados en los

ensambles comunitarios (Ellis *et al.* 2021). Sin embargo, se enfatiza la importancia de considerar la diversidad taxonómica y la diversidad funcional, además de incluir la diversidad filogenética, para obtener un mejor panorama de las dinámicas de ensamblaje, debido a que los diferentes enfoques no siempre están correlacionados o son sustitutos uno de otro (de Bello *et al.* 2007; Hurtado *et al.* 2020).

Se destaca al análisis Fourth Corner como una solución útil e intuitiva para reconocer la asociación entre rasgos funcionales y variables ambientales, usando la abundancia como ponderador de la relación (Legendre *et al.* 1997; Brown *et al.* 2014), incluso cuando se utilizan rasgos categóricos (McCune 2015). De hecho, Di Nuzzo *et al.* (2021) han usado esta metodología para evaluar la respuesta de formas de crecimiento, estructuras reproductivas y tipo de fotobionte ante el cambio climático (temperatura y precipitación) impulsado por un gradiente de elevación. Además, a través de este análisis se ha reconocido una relación positiva de las formas de crecimiento costrosas y foliosas, con la acidez de las cortezas en distintos tipos de vegetación en Italia (Di Nuzzo *et al.* 2022). Otro ejemplo de la aplicación del análisis Fourth Corner está representado en los hallazgos de Gheza *et al.* (2021), quienes encuentran una relación positiva de la atranorina (metabolito secundario) presente en el género *Cladonia* con la temperatura y negativa con la precipitación, además de distintos tipos de ramificación de los podocios relacionados con la presencia de briofitos y pteridofitos.). Para nuestro estudio, se detectó la relación de los talos foliosos (amplios y estrechos) con la rugosidad y con los tipos de vegetación. Igualmente, la estrategia de reproducción mixta se relacionó con cuatro de las seis variables ambientales y se obtuvo una relación positiva con la rugosidad y la apertura del dosel. Los demás rasgos no mostraron relaciones con las variables ambientales, lo que puede relacionarse con los valores altos de redundancia funcional en cada tipo de vegetación. Por el contrario, al utilizar la técnica de ordenación NMDS junto con el análisis ISA, se identificó una cantidad mayor de rasgos afines a cada tipo de vegetación, incluidos los relacionados en el análisis Fourth Corner. Por lo anterior, se recomienda el uso de las ordenaciones y el Fourth Corner como técnicas complementarias en la descripción de las relaciones rasgos-ambiente, pues pese a que los insumos y la naturaleza de cada técnica de análisis sean diferentes (McCune *et al.* 2018), esto no implica que sean excluyentes entre sí, sino que pueden utilizarse como técnicas complementarias para

describir la relación rasgo–ambiente y explorar el mecanismo de ensamblaje de las comunidades (Ellis *et al.* 2021).

Al comparar el listado actual de especies que se tiene para el estado de Aguascalientes (Simijaca *et al.* 2023) con las especies incluidas en este capítulo, se identificaron 28 registros nuevos para el estado, lo que aumenta el número total de especies en Aguascalientes a 246. Esto resalta la importancia de continuar desarrollando estudios en la región, que en los últimos años ha representado una fuente de información importante y registros nuevos incluso para el país (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). En este sentido, se espera que el desarrollo de trabajos futuros en tipos de vegetación como el bosque de pino o el bosque de galería aporten información novedosa y se incremente el número de registros nuevos, se ampliando el entendimiento de la dinámica de las comunidades liquénicas en el estado de Aguascalientes.

8. CONCLUSIONES GENERALES

El listado de hongos liquenizados en Aguascalientes se actualiza a 246 especies que incluyen a *Chrysothrix insulizans*, *Hertelidea botryosa* y *Sarcogyne novomexicana* como registros nuevos para México. Además, se sugiere incluir en la Lista Roja de especies amenazadas de la IUCN a *Parmotrema acutatum* como especie en preocupación menor (LC) y a *Phaeophyscia sonora* como vulnerable (VU).

Este trabajo es el primer estudio en el que se analiza la diversidad funcional y taxonómica de hongos liquenizados de Aguascalientes. Aunque se reporta al bosque de encino como el sitio más diverso, son el matorral xerófilo y el matorral subtropical los que responden como refugio de especies y rasgos funcionales, ya que son las formas de crecimiento y las estructuras reproductivas que mejor responden al gradiente de elevación y precipitación.

Los ensambles de especies de líquenes en los diferentes tipos de vegetación mostraron una preferencia de sustrato, la cual está relacionada con el gradiente de precipitación y elevación. Por ello, se sugiere incluir no solo el sustrato epífita sino otros sustratos en la evaluación de la dinámica de las comunidades liquénicas.

La rugosidad y la apertura del dosel pueden actuar como filtros ambientales que moldean la composición y diversidad funcional de los ensambles de líquenes epífitos, además de que permiten reconocer especies y rasgos particulares de cada tipo de vegetación. En general, se observa un cambio en la morfología de los talos como respuesta al exceso de luminosidad y una variación en el tipo de estructura reproductiva para favorecer la colonización de los líquenes cuando aumenta la rugosidad.

El bosque de encino y el matorral subtropical se reconocen como tipos de vegetación con amplia diversidad funcional y taxonómica si se comparan con el matorral xerófilo, donde se observa mayor cantidad de especies dominantes, una disminución de la riqueza y el promedio más alto en la redundancia funcional. No obstante, se recalca la fragilidad del matorral subtropical, reconocido como un tipo de vegetación impactado por la actividad humana, que presenta una composición funcional particular (talos foliosos estrechos y reproducción por sorodios) y que alberga a *Phaeophyscia sonora*, especie que se sugirió con estado de conservación vulnerable.

El enfoque basado en rasgos funcionales blandos (morfológicos), se muestra como una estrategia apropiada para explicar la manera en que se ensamblan las comunidades liquénicas en los tipos de vegetación. Al mismo tiempo, se identifica en el análisis Fourth Corner como una herramienta intuitiva para explorar las relaciones rasgo-ambiente. No obstante, para obtener una explicación complementaria de la dinámica de los ensamblajes, se recomienda tener en cuenta los componentes de la diversidad beta y visualizar las relaciones comunidad-rasgo-ambiente en conjunto con las ordenaciones.

Se recomienda continuar con la exploración de los ecosistemas de Aguascalientes e incluir los bosques de coníferas, bosques mixtos y bosques de galería para identificar especies y rasgos funcionales afines a estos ambientes y reconocer las diferencias con los ecosistemas ya explorados. Asimismo, en el análisis de comunidades se invita considerar la diversidad taxonómica y la diversidad funcional, además de incluir la diversidad filogenética, para obtener un mejor panorama de las dinámicas de ensamblaje. Se sugiere examinar y combinar diferentes enfoques metodológicos, como por ejemplo: índices de proporción, regresiones lineales, análisis multivariados y ordenaciones, que como en este caso permitieron un examen minucioso y una visión amplia de la diversidad en sus diferentes atributos y niveles.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre-Acosta, E., Ulloa, M., Aguilar, S., Cifuentes, J. & Valenzuela, R. (2014) Biodiversity of fungi in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 76–81. <https://doi.org/10.7550/rmb.33649>
- Allen, J.L., McMullin, R.T., Tripp, E.A. & Lendemer, J.C. (2019) Lichen conservation in North America: a review of current practices and research in Canada and the United States. *Biodiversity and Conservation* 28: 3103–3138. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01827-3>
- Alvarez, I. & Guzman-Davalos, L. (1988) Nuevos registros de líquenes de Jalisco. *Revista Mexicana de Micología* 4: 89–96.
- Álvarez, I. & Guzmán-Dávalos, L. (2009) Flavopunctelia y Punctelia (Ascomycetes liquenizados) de Nueva Galicia, México. *Revista Mexicana de Micología* 29: 15–29.
- Amtoft, A., Lutzoni, F. & Miadlikowska, J. (2008) *Dermatocarpon* (Verrucariaceae) in the Ozark Highlands, North America. *The Bryologist* 111: 1–40. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2008\)111\[1:DVITOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2008)111[1:DVITOH]2.0.CO;2)
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H. V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C. & Swenson, N.G. (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.
- Aptroot, A. & van Herk, C.M. (2007) Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with Trentepohlia phycobionts. *Environmental Pollution* 146: 293–298. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.018>
- Aptroot, A. & Lücking, R. (2016) A revisionary synopsis of the Trypetheliaceae (Ascomycota: Trypetheliales). *The Lichenologist* 48: 763–982. <https://doi.org/10.1017/S0024282916000487>
- Aragón, G., Martínez, I., Hurtado, P., Benítez, Á., Rodríguez, C. & Prieto, M. (2019) Using growth forms to predict epiphytic lichen abundance in a wide variety of forest types. *Diversity* 11: 1–14. <https://doi.org/10.3390/d11040051>
- Aragón, G., Martínez, I., Izquierdo, P., Belinchón, R. & Escudero, A. (2010) Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Applied Vegetation Science* 13: 183–194. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01060.x>
- Ardila, A.I., Moncada, B. & Lücking, R. (2014) Epiphyte homogenization and de-diversification on alien Eucalyptus versus native *Quercus* forest in the Colombian Andes: a case study using lirellate Graphidaceae lichens. *Biodiversity and Conservation* 24: 1239–1252. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0855-7>
- Asplund, J., Sandling, A. & Wardle, D.A. (2012) Lichen specific thallus mass and secondary compounds change across a retrogressive fire-driven chronosequence. *PloS*

One 7: e49081. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049081>

- Asplund, J. & Wardle, D.A. (2017) How lichens impact on terrestrial community and ecosystem properties. *Biological Reviews* 92: 1720–1738.
<https://doi.org/10.1111/brv.12305>
- Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P.L., Purvis, O.W., Pirintsos, S., Scheidegger, C. & Van Haluwyn, C. (2002) Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. Springer, pp. 273–279.
- Ávila-Gómez, E.S., Meléndez-Ramírez, V., Castellanos, I., Zuria, I. & Moreno, C.E. (2019) Prickly pear crops as bee diversity reservoirs and the role of bees in Opuntia fruit production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 279: 80–88.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.012>
- Bäcklund, S., Jönsson, M., Strengbom, J., Frisch, A. & Thor, G. (2016) A Pine Is a Pine and a Spruce Is a Spruce – The Effect of Tree Species and Stand Age on Epiphytic Lichen Communities. *Plos One* 11: 1–18.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147004>
- Bárceñas-Peña, A., Miranda-González, R. & Herrera-Campos MA. de los Á. (2015) Una especie nueva y peculiar de Graphis (Ascomycota: Ostropales: Graphidaceae) de la selva alta perennifolia de Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 86: 559–564.
- Belnap, J. (2002) Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biology and Fertility of Soils* 35: 128–135. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0452-x>
- Belnap, J. & Lange, O.L. (2001) *Biological soil crusts: Structure, Function and Management*. Ecological. J. Belnap & O. L. Lange (eds.). Springer Science & Business Media, Würzburg
- Benítez, A., Prieto, M., González, Y. & Aragón, G. (2012) Effects of tropical montane forest disturbance on epiphytic macrolichens. *Science of The Total Environment* 441: 169–175. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.072>
- Benítez, A., Prieto, M. & Aragón, G. (2015) Large trees and dense canopies: key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 88: 521–527. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv022>
- Benítez, A., Aragón, G., González, Y. & Prieto, M. (2018) Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. *Ecological Indicators* 86: 18–26.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.021>
- Böhm, M., Waldien, D.L., Setliff, G.P., Abenis, K.O., Aguirre, L.F., Akite, P., Alviola, M.S., Alviola, P.A., Aramayo Bejarano, J.L., Badon, J.A.T., Barrion-Dupo, A.L.A., Brodie, G., Cabras, A., Canteiro, C., Danoff-Burg, J.A., De Chavez, E.R.C., Duya, M.R.M., Eusebio, O.L., Fauzi, N., Glass, Z.J., Grabowski, N.E., Guerra Serrudo, J.F.,

Henriques, S.S., Horton, B.M., Jayaraj, V.K., Kaplin, B.A., Keller, S.M., Ledezma Arias, M.J., Lit, I.L., Lucañas, C.C., Medina, M.N.D., Meyer, M.D., Miladin, J., Mourad, A., Mueller, G.M., Narayan, S.S., Naredo, J.C.B., Osborne-Naikatini, T., Rasalan, J.B., Rashni, B., Musila, S., Suganthi, A., Thomas-Moko, N., Torrejos, C.B., Wallace, J.R., Waqa-Sakiti, H. & Yap, S. (2022) Catalyzing Red List Assessments of Underrepresented Taxa through Partner Networks and Student Engagement. *Diversity* 14. <https://doi.org/10.3390/d14090723>

Bokhorst, S., Asplund, J., Kardol, P. & Wardle, D.A. (2015) Lichen physiological traits and growth forms affect communities of associated invertebrates. *Ecology* 96: 2394–2407. <https://doi.org/10.1890/14-1030.1>

Bowker, M. a., Maestre, F.T. & Escolar, C. (2010) Biological crusts as a model system for examining the biodiversity–ecosystem function relationship in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 405–417. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.10.025>

Branquinho, C., Matos, P. & Pinho, P. (2015) Lichens as ecological indicators to track atmospheric changes: future challenges. *En: D. Lindenmayer, P. Barton, & J. Pierson (eds.) Indicators and Surrogates of Biodiversity and Environmental*. Clayton South, Melbourne, pp. 77–90.

Brizuela F, Guzmán G. 1971. Estudios sobre los líquenes de México, II. Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología 5: 79-103.

Brodo, I.M., Sharnoff, S.D. & Sharnoff, S. (2001) *Lichens of north America*. Yale University Press, New Haven-Connecticut

Brodo, I.M., Sharnoff, S.D. & Sharnoff, S. (2016) *Keys to lichens of North America: revised and expanded*. Yale University Press

Brown, A. M., Warton, D. I., Andrew, N. R., Binns, M., Cassis, G., & Gibb, H. (2014). The fourth-corner solution – using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution* 5(4), 344–352. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12163>

Bungartz, F., Elix, J.A. & Nash III, T.H. (2004) The genus *Buellia* sensu lato in the Greater Sonoran Desert Region: saxicolous species with one-septate ascospores containing xanthonenes. *The Bryologist*: 459–479.

Cáceres, M., Lücking, R. & 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>

Cáceres, M., Lücking, R. & Rambold, G. (2008) Corticolous microlichens in northeastern Brazil: habitat differentiation between coastal Mata Atlântica, Caatinga and Brejos de Altitude. *The Bryologist* 111: 98–117.

Caiafa, M. V., Gómez-Hernández, M., Williams-Linera, G., & Ramírez-Cruz, V. (2017). Functional diversity of macromycete communities along an environmental gradient in a Mexican seasonally dry tropical forest. *Fungal Ecology*, 28, 66–75.

<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2017.04.005>

- Calderón-Patrón, J.M., Moreno, C.E., Pineda-López, R., Sánchez-Rojas, G. & Zuria, I. (2013) Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: The role of spatial grain size, dispersal ability and distance. *PLoS ONE* 8: 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082905>
- Calviño-Cancela, M. (2013) Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management* 310: 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>
- Calviño-Cancela, M., López de Silanes, M.E., Rubido-Bará, M. & Uribarri, J. (2013a) The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *Forest Ecology and Management* 291: 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>
- Calviño-Cancela, M., de Silanes, M.E.L., Rubido-Bará, M., Uribarri, J., López de Silanes, M.E., Rubido-Bará, M. & Uribarri, J. (2013b) The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *Forest Ecology and Management* 291: 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>
- Carbajal-Márquez, R. & Quintero-Díaz, G. (2016) The Herpetofauna of Aguascalientes, Mexico. *Revista Mexicana de Herpetología* 2: 1–30.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P. & Gomes, P. (2012) Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography* 21: 760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>
- Castillo-Campos, G., Pérez-Pérez, R.E., Córdova-Chávez, O., García-Franco, J.G. & Cáceres, M. (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: 1–11. <https://doi.org/10.1111/njb.02459>
- Chao, A. & Jost, L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution* 6(8), 873–882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
- Chao, A., & Colwell, R. K. (2017). Thirty years of progeny from Chao's inequality: Estimating and comparing richness with incidence data and incomplete sampling. *SORT-Statistics and Operations Research Transactions*, 3-54.
- Chiu CH, Wang YT, Walther BA, Chao A (2014) An improved nonparametric lower bound of species richness via a modified Good–Turing frequency formula. *Biometrics* 70:671-682. <https://doi.org/10.1111/biom.12200>
- Chuquimarca, L., Gaona, F.P., Iñiguez-Armijos, C. & Benítez, Á. (2019) Lichen Responses to Disturbance: Clues for Biomonitoring Land-use Effects on Riparian Andean Ecosystems. *Diversity* 11. <https://doi.org/10.3390/d11050073>

- Clerc P, Herrera-Campos MA. (1997). Saxicolous Species of Usnea Subgenus Usnea (Lichenized Ascomycetes) in North America. *The Bryologist* 100: 281-301.
<https://doi.org/10.2307/3244499>
- CNALH (2022) Consortium of North American Lichen Herbaria. Available from:
<https://lichenportal.org/cnalh/index.php> (consultado el 22 de febrero de 2022)
- Colwell, R.K. (2013) EstimateS, Version 9.1: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. *Software and User's Guide*. Freeware published at
<https://spaces-cdn.owlstown.com/blobs/f7yfc31w8r1p8ruymhvf4mcd9w>
- Colwell, R.K. & Elsensohn, J.E. (2014) EstimateS turns 20: statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography* 37: 609–613.
- CONABIO, [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad] (2008) *Capital natural de México, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F. 621 pp.
- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad] (2021) Portal de Geoinformación. *27 de agosto de 2019*. Available from:
<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (consultado el 19 de septiembre de 2021)
- CONABIO, [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad] [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad], IMAE, [Instituto del Medio Ambiente del Estado, Aguascalientes] & UAA, [Universidad Autónoma de Aguascalientes] (2008) *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. CONABIO, [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad] IMAE, Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes] UAA, [Universidad Autónoma de Aguascalientes]. 384 pp.
- CONANP (2022) Buscador de Datos por Área Natural Protegida. Available from:
<http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/> (consultado el 22 de febrero de 2022)
- Concostrina-Zubiri, L., Martínez, I., Rabasa, S.G., Escudero, A., Concostrina-Zubiri, L., Martínez, I., Rabasa, S.G. & Escudero, A. (2014a) The influence of environmental factors on biological soil crust: from a community perspective to a species level approach. *Journal of Vegetation Science* 25: 503–513.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12084>
- Concostrina-Zubiri, L., Pescador, D.S., Martínez, I. & Escudero, A. (2014b) Climate and small scale factors determine functional diversity shifts of biological soil crusts in Iberian drylands. *Biodiversity and Conservation* 23: 1757–1770.
<https://doi.org/10.1007/s10531-014-0683-9>
- Córdova-Chávez, O., Castillo-Campos, G., Pérez-Pérez, R.E., García-Franco, J.G. & Cáceres, M. (2016) Alpha diversity of lichens associated with *Quercus laurina* in a Mountain Cloud Forest at Cofre de Perote eastern slope (La Cortadura), Veracruz, Mexico. *Cryptogamie, Mycologie* 37: 193–204.
<https://doi.org/10.7872/crym/v37.iss2.2016.193>

- Cornelissen, J., Lang, S.I., Soudzilovskaia, N.A. & During, H.J. (2007) Comparative cryptogam ecology: a review of bryophyte and lichen traits that drive biogeochemistry. *Annals of Botany* 99: 987–1001.
<https://doi.org/10.1093/aob/mcm030>
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T. V, Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E., Hik, D.S., Hobbie, S.E., Press, M.C. & Robinson, C.H. (2001) Global change and arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* 89: 984–994.
- Cuervo-Robayo, A.P., Ureta, C., Gómez-Albores, M.A., Meneses-Mosquera, A.K., Téllez-Valdés, O. & Martínez-Meyer, E. (2020) One hundred years of climate change in Mexico. *PLoS One* 15: e0209808.
- Cultid-Medina, C. & Escobar, F. (2019) Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (qD). En: C. E. Moreno (ed.) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp. 175–202.
- Dauby, G., Stévant, T., Droissart, V., Cosiaux, A., Deblauwe, V., Simo-Droissart, M., Sosef, M.S.M., Lowry, P.P., Schatz, G.E. & Gereau, R.E. (2017) ConR: An R package to assist large-scale multispecies preliminary conservation assessments using distribution data. *Ecology and evolution* 7: 11292–11303.
- Dávalos de Guzmán L, Brizuela F, Guzmán G. 1972. Estudios sobre los líquenes de Mexico. I. Notas sobre algunas especies. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 19: 9-30
- DeBolt, A.M., Rosentreter, R. & Martin, E.P. (2007) Macrolichen diversity in subtropical forests of north-central Florida. *The Bryologist* 110: 254–265.
[https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2007\)110\[254:MDISFO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2007)110[254:MDISFO]2.0.CO;2)
- de Bello, F., Lepš, J., Lavorel, S., & Moretti, M. (2007). Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology* 8(2), 163–170. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.3>
- De Souza, M., Aptroot, A. & Spielmann, A. (2022) Key to Heterodermia (Physciaceae, Teloschistales) in Brazil, with 15 new species. *The Lichenologist* 54: 25–44.
<https://doi.org/10.1017/S0024282921000499>
- Degtjarenko, P., Matos, P., Marmor, L., Branquinho, C. & Randlane, T. (2018) Functional traits of epiphytic lichens respond to alkaline dust pollution. *Fungal Ecology* 36: 81–88.
- Díaz, S. & Cabido, M. (1997) Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463–474.
<https://doi.org/10.2307/3237198>
- Di Nuzzo, L., Vallese, C., Benesperi, R., Giordani, P., Chiarucci, A., Di Cecco, V., Di Martino, L., Di Musciano, M., Gheza, G., Lelli, C., Spitale, D., & Nascimbene, J.

(2021). Contrasting multitaxon responses to climate change in Mediterranean mountains. *Scientific Reports*, 11(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83866-x>

Di Nuzzo, L., Benesperi, R., Nascimbene, J., Papini, A., Malaspina, P., Incerti, G., & Giordani, P. (2022). Little time left. Microrefuges may fail in mitigating the effects of climate change on epiphytic lichens. *Science of the Total Environment* 825: 153943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153943>

Ellis, C. (2012) Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 131–152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001>

Ellis, C. & Coppins, B. (2007) Reproductive strategy and the compositional dynamics of crustose lichen communities on aspen (*Populus tremula* L.) in Scotland. *The Lichenologist* 39: 377–391. <https://doi.org/10.1017/S0024282907006937>

Ellis, C.J., Asplund, J., Benesperi, R., Branquinho, C., Nuzzo, L. Di, Hurtado, P., Mart, I., Matos, P., Nascimbene, J., Pinho, P., Rocha, B., Rodr, C., Thüs, H. & Giordani, P. (2021) Functional Traits in Lichen Ecology : A Review of Challenge and Opportunity. *Microorganisms* 9(4):766. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9040766>

Ertz D, Huereca A, Salcedo-Martínez SM, Tehler A. (2020). Remarkable cases of parallel evolution of the placodioid thallus growth form in the Lecanographaceae (Arthoniales) with the description of a new species of *Alyxoria* from Mexico. *The Lichenologist* 52: 415-424. <https://doi.org/10.1017/S0024282920000444>

Frazer, G.W., Canham, C.D. & Lertzman, K.P. (2000) *Gap light analyzer, version 2.0. Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation*. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 36.

Frazer, G.W., Fournier, R.A., Trofymow, J.A. & Hall, R.J. (2001) A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agricultural and Forest Meteorology* 109: 249–263. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(01\)00274-X](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(01)00274-X)

García-Morales, R., Gordillo-Chávez, E.J., Valdez-Leal, J. de D. & Pacheco-Figueroa, C.J. (2014) Las áreas naturales protegidas y su papel en la conservación de los murciélagos del estado de Tabasco, México. *Therya* 5: 725–736.

Garrido-Benavent, I., Llop, E., & Gómez-Bolea, A. (2015). The effect of agriculture management and fire on epiphytic lichens on holm oak trees in the eastern Iberian Peninsula. *The Lichenologist* 47(1), 59–68. <https://doi.org/10.1017/S002428291400053X>

Gauslaa, Y. (2014) Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *The Lichenologist* 46: 1–16. <https://doi.org/10.1017/S0024282913000753>

Gaya, E., Vasco-Palacios, A., Vargas-Estupiñán, N., Lücking, R., Carretero, J., Sanjuan, T., Moncada, B., Allkin, B., Bolaños- Rojas, A., Castellanos-Castro, C., Coca, L., Corrales, A., Cossu, T., Davis, L., DSouza, J., Dufat, A., Franco-Molano, A., García, F., Gómez-Montoya, N., González-Cuellar, F., Hammond, D., Herrera, A., Jaramillo-Ciro, M., Lasso- Benavides, C., Mira, M., Morley, J., Motato-Vásquez, V., Niño-Fernández, Y., Ortiz-Moreno, M., Peña-Cañón, E., Ramírez-Castrillón, M., Rojas, T., Ruff, J., Simijaca, D., Sipman, J.H., Soto-Medina, E., Torres, G., Torres-Andrade, P., Ulian, T., White, K. & Diazgranados, M. (2021) *ColFungi: Colombian resources for Fungi made Accessible*. Royal Botanic Gardens, Kew. 36 pp.

GBIF (2022) Global biodiversity information facility. Available from: https://www.gbif.org/occurrence/search?occurrence_status=present&q= (el 22 de febrero de 2022)

Gheza, G., Di Nuzzo, L., Vallese, C., Barcella, M., Benesperi, R., Giordani, P., Nascimbene, J. & Assini, S. (2021) Morphological and chemical traits of cladonia respond to multiple environmental factors in acidic dry grasslands. *Microorganisms* 9: 1–12. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9020453>

Giordani, P., Brunialti, G., Bacaro, G. & Nascimbene, J. (2012) Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators* 18: 413–420. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.006>

Giordani, P., Incerti, G., Rizzi, G., Rellini, I., Nimis, P.L. & Modenesi, P. (2014) Functional traits of cryptogams in Mediterranean ecosystems are driven by water, light and substrate interactions. *Journal of Vegetation Science* 25: 778–792. <https://doi.org/10.1111/jvs.12119>

Giordani, P., Rizzi, G., Caselli, A., Modenesi, P., Malaspina, P. & Mariotti, M.G. (2016) Fire affects the functional diversity of epilithic lichen communities. *Fungal Ecology* 20: 49–55. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.11.003>

Gómez-Hernández, M., Avendaño-Villegas, E., Toledo-Garibaldi, M. & Gándara, E. (2021) Impact of urbanization on functional diversity in macromycete communities along an urban ecosystem in Southwest Mexico. *PeerJ* 9: 1–23. <https://doi.org/10.7717/peerj.12191>

Gradstein, S. R., Nadkarni, N. M., Krömer, T., Holz, I., & Nöske, N. (2003). A protocol for rapid and representative sampling of vascular and non-vascular epiphyte diversity of tropical rain forest. *Selbyana*, 24(1), 105–111.

Gregorio-Cipriano, M., Gómez-Peralta, M. & Álvarez, I. (2016) Líquenes cortícolas de las áreas urbanas y suburbanas de Morelia, Michoacán, México/Corticulous lichens from urban and suburban areas of Morelia, Michoacan, Mexico. *Botanica Complutensis* 40: 9.

Guevara, M. & Arroyo-Cruz (2016) *Modelo digital de elevaciones sin oquedades resolución 1km*. CONABIO. Available from: http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/filled_demgw.xml?_httpcache=

[yes&_xsl=/db/metadata/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no%0ADescripción](#)

- Gutiérrez-Larruga, B., Estébanez-Pérez, B. & Ochoa-Hueso, R. (2020) Effects of Nitrogen Deposition on the Abundance and Metabolism of Lichens: A Meta-analysis. *Ecosystems* 23: 783–797. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00431-4>
- Guzmán-Guillermo, J., Barrera-Bernal, C. & Cárdenas-Mendoza, K. (2019) Utilización de líquenes como adornos navideños en la región de Xalapa, Veracruz, México. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan* 7: 106–112.
- Guzmán, G. (1998) Inventorying the fungi of Mexico. *Biodiversity and Conservation* 7: 369–384. <https://doi.org/10.1023/A:1008833829473>
- Hauck, M., Dulamsuren, C. & Mühlenberg, M. (2007) Lichen diversity on steppe slopes in the northern Mongolian mountain taiga and its dependence on microclimate. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202: 530–546. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2006.11.003>
- Hawksworth, D. L. (2001) The magnitude of fungal diversity: The 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research* 105: 1422–1432. <https://doi.org/10.1017/S0953756201004725>
- Hawksworth, D.L. & Grube, M. (2020) Lichens redefined as complex ecosystems. *New Phytologist* 227: 1281–1283. <https://doi.org/10.1111/nph.16630>
- Hawksworth, D.L., Iturriaga, T. & Crespo, A. (2005) Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología* 22: 71–82. [https://doi.org/10.1016/S1130-1406\(05\)70013-9](https://doi.org/10.1016/S1130-1406(05)70013-9)
- Hedenås, H. & Ericson, L. (2000) Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. *Biological Conservation* 93: 43–53. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00113-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00113-5)
- Hedenås, H. & Ericson, L. (2003) Response of epiphytic lichens on *Populus tremula* in a selective cutting experiment. *Ecological Applications* 13: 1124–1134.
- Heino, J., Alahuhta, J., Fattorini, S. & Schmera, D. (2019) Predicting beta diversity of terrestrial and aquatic beetles using ecogeographical variables: insights from the replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography* 46: 304–315. <https://doi.org/10.1111/jbi.13485>
- Herrera-Campos MA., Clerc, P., & Nash, TH. (1998). Pendulous Species of *Usnea* from the Temperate Forests in Mexico. *The Bryologist* 101: 303-329. <https://doi.org/10.2307/3244208>
- Herrera-Campos MA., Nash III, T. H., & Garcia, A. Z. (2001). Preliminary study of the *Usnea fragiliscens* aggregate in Mexico. *The Bryologist* 104(2), 235–260. [http://files/34/0007-2745\(2001\)104\[0235PSOTUF\]2.0.CO](http://files/34/0007-2745(2001)104[0235PSOTUF]2.0.CO)
- Herrera-Campos MA & Lücking R. (2002). The foliicolous lichen flora of Mexico. I. New species from Los Tuxtlas Tropical Biology Station, Veracruz. *The Lichenologist* 34:

211-222. <https://doi.org/10.1006/lich.2002.0397>

- Herrera-Campos MA. & Lücking, R. (2003) The foliicolous lichen flora of Mexico II. New species from the montane forest in Oaxaca and Puebla. *The Bryologist* 106: 1–8.
- Herrera-Campos MA, Colín P, Bárcenas-Peña A, Lücking R. (2004). Foliicolous lichen flora of Mexico. III. Newspecies from Volcan San Martin Tuxtla (Sierra de Los Tuxtlas), Veracruz, with notes on *Fellhanera santessonii*. *Phyton* 44: 167-183.
- Herrera-Campos MA, Huhndorf S, Lücking R. (2005). The foliicolous lichen flora of Mexico IV: a new, foliicolous species of *Pyrenothrix* (Chaetothyriales: Pyrenothrichaceae). *Mycologia* 97: 356-361. <https://doi.org/10.1080/15572536.2006.11832812>
- Herrera-Campos MA., Lücking, R., Pérez-Pérez, R., Miranda-González, R., Sánchez, N., Barcenas-Peña, A., Carrizosa, A., Zambrano, A., Ryan, B. & Nash, T. (2014) Biodiversidad de líquenes en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 82–99. <https://doi.org/10.7550/rmb.37003>
- Herrera-Campos MA., Pérez-Pérez, R.E., Nash III, T. & Nash, T.H. (2016) *Lichens of Mexico: The Parmeliaceae: Keys, Distribution and Specimen Descriptions*. Bibliotheca Lichenologica. J. Cramer in Borntreger Science Publishers, Stuttgart, Germany
- Hollinger, J. & Noell, N. (2020) New Reports of Great Basin Desert Lichens in California. *Bulletin of the California Lichen Society* 27: 47–55.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hurtado, P., Prieto, M., Aragón, G., Escudero, A. & Martínez, I. (2019) Critical predictors of functional, phylogenetic and taxonomic diversity are geographically structured in lichen epiphytic communities. *Journal of Ecology* 107: 2303–2316. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13189>
- Hurtado, P., Prieto, M., Martínez-Vilalta, J., Giordani, P., Aragón, G., López-Angulo, J., Košuthová, A., Merinero, S., Díaz-Peña, E.M., Rosas, T., Benesperi, R., Bianchi, E., Grube, M., Mayrhofer, H., Nascimbene, J., Wedin, M., Westberg, M. & Martínez, I. (2020) Disentangling functional trait variation and covariation in epiphytic lichens along a continent-wide latitudinal gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2862>
- INEGI, [Instituto Nacional de Estadística y Geografía] (1981) *Síntesis geográfica del estado de Aguascalientes y anexo cartográfico*. Secretaría de Programación y Presupuesto, Coordinación General de los Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F., México. 98 pp.
- INEGI, [Instituto Nacional de Estadística y Geografía] (2017) *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI*. 14 de diciembre de 2017. Available from: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (consultado el 12 de octubre de 2020)

- IUCN, [International Union for Conservation (2022a) IUCN Red list of threatened species. Available from: <https://www.iucnredlist.org/> (consultado el 22 de febrero de 2022)
- IUCN, [Standards and Petitions Committee] (2022b) *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. IUCN, [International Union for Conservation of Nature and Natural Resources]
- James, S.A., Soltis, P.S., Belbin, L., Chapman, A.D., Nelson, G., Paul, D.L. & Collins, M. (2018) Herbarium data: Global biodiversity and societal botanical needs for novel research. *Applications in plant sciences* 6: e1024. <https://doi.org/10.1002/aps3.1024>
- Jost, L. (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Juárez-Ramírez, M.C., Aguilar-López, J.L. & Pineda, E. (2016) Protected natural areas and the conservation of amphibians in a highly transformed mountainous region in Mexico. *Herpetological Conservation and Biology* 11: 19–28.
- Jüriado, I., Liira, J., Paal, J. & Suija, A. (2008) Tree and stand level variables influencing diversity of lichens on temperate broad-leaved trees in boreo-nemoral floodplain forests. *Biodiversity and Conservation* 18: 105. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9460-y>
- Jüriado, I., Kämärä, M.-L. & Oja, E. (2016) Environmental factors and ground disturbance affecting the composition of species and functional traits of ground layer lichens on grey dunes and dune heaths of Estonia. *Nordic Journal of Botany* 34: 244–255. <https://doi.org/10.1111/njb.00936>
- Käffer, M.I., Ganade, G. & Marcelli, M.P. (2009) Lichen diversity and composition in Araucaria forests and tree monocultures in southern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18: 3543–3561. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9659-6>
- Käffer, M.I., Marcelli, M.P. & Ganade, G. (2010) Distribution and composition of the lichenized mycota in a landscape mosaic of southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 24: 790–802. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000300022>
- Käffer, M., de Azevedo Martins, S.M., Alves, C., Pereira, V.C., Fachel, J. & Vargas, V.M.F. (2011) Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecological Indicators* 11: 1319–1332.
- Käffer, M.I., Port, R.K., Brito, J.B.G. & Schmitt, J.L. (2021) Lichen functional traits and light influx in the analysis of environmental quality of subtropical riparian ecosystems. *Ecological Indicators* 125: 107510. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107510>
- Kitaura, M.J., Koch, N.M., Lucheta, F., Käffer, M.I., Schmitt, J.L., Pedroso, J., Martins, S.A., Rodrigues, A.S. & Canêz, L.S. (2019) A new species and new records of *Leptogium* (Ach.) gray (Collemales, peltigerales) from rio Grande do Sul State with an identification key for the genus. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 91. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180313>
- Kivistö, L., & Kuusinen, M. (2000). Edge effects on the epiphytic lichen flora of *Picea*

abies in middle boreal Finland. *The Lichenologist*, 32(4), 387–398.
<https://doi.org/10.1006/lich.2000.0282>

- Koch, N., Martins, S., Lucheta, F. & Müller, S.C. (2013) Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators* 34: 22–30.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.012>
- Koch, N.M., Branquinho, C., Matos, P., Pinho, P., Lucheta, F., Martins, S.M.A. & Vargas, V.M.F. (2016) The application of lichens as ecological surrogates of air pollution in the subtropics: a case study in South Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 20819–20834. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7256-2>
- Koch, N., Matos, P., Branquinho, C., Pinho, P., Lucheta, F., Martins, S. & Vargas, V. (2019) Selecting lichen functional traits as ecological indicators of the effects of urban environment. *Science of the Total Environment* 654: 705–713.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.107>
- Koch, N.M., Stanton, D., Müller, S.C., Duarte, L. & Spielmann, A.A. (2022) Nuanced qualitative trait approaches reveal strong environmental filtering and phylogenetic constraints on lichen communities during tropical forest succession. *Ecosphere* 1–14.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.4042>
- Komposch, H. & J. Hafellner. (2003). Species composition of lichen dominated corticolous communities: a lowland rain forest canopy compared to an adjacent shrubland in Venezuela. *Bibliotheca Lichenologica* 86: 351-367.
- Kraft, N.J.B., Adler, P.B., Godoy, O., James, E.C., Fuller, S. & Levine, J.M. (2015) Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29: 592–599. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>
- Kricke, R. (2002) Measuring Bark pH. *En: P. L. Nimis, C. Scheidegger, & P. A. Wolseley (eds.) Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 333–336.
- Kuusinen, M. (1996) Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological Conservation* 75: 43–49.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00039-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00039-9)
- Lakatos, M., Rascher, U. & Büdel, B. (2006) Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. *New Phytologist* 172: 679–695.
- Lalley, J.S.S., Viles, H. a. A., Henschel, J.R.R. & Lalley, V. (2006) Lichen-dominated soil crusts as arthropod habitat in warm deserts. *Journal of Arid Environments* 67: 579–593. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.03.017>
- Lavorel, S. & Garnier, E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545–556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>

- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., & Bonis, A. (2008). Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, 22(1), 134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Leavitt, S.D., Hollinger, J., Summerhays, S., Munger, I., Allen, J. & Smith, B. (2021) Alpine lichen diversity in an isolated sky island in the Colorado Plateau, USA— Insight from an integrative biodiversity inventory. *Ecology and Evolution* 11: 11090–11101. <https://doi.org/10.1002/ece3.7896>
- Legendre, P., Galzin, R. & Harmelin-Vivien, M.L. (1997) Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78: 547–562. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0547:RBTHST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0547:RBTHST]2.0.CO;2)
- León-González, D. & Pérez-Pérez, R.E. (2020) Líquenes epífitos en *Juniperus flaccida* Schlttdl. (Cupressaceae)- Componente importante de los bosques templados de Oaxaca, México. *Acta Biologica Colombiana* 25: 235–245. <https://doi.org/10.1007/BF00028277>
- de Lesdain, B. (1914) *Lichens du Mexique*. Escalante. México.
- Lewis, J.E.J. & Ellis, C.J. (2010) Taxon- compared with trait-based analysis of epiphytes, and the role of tree species and tree age in community composition. *Plant Ecology & Diversity* 3: 203–210. <https://doi.org/10.1080/17550874.2010.505966>
- Li, S., Liu, W.Y. & Li, D.W. (2013) Epiphytic lichens in subtropical forest ecosystems in southwest China: Species diversity and implications for conservation. *Biological Conservation* 159: 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.027>
- Liu, D., & Hur, J. S. (2019). Revision of the lichen genus *Phaeophyscia* and allied atranorin absent taxa (Physciaceae) in South Korea. *Microorganisms*, 7(8) 242. <https://doi.org/10.3390/microorganisms7080242>
- Lindenmayer, D., Barton, P. & Pierson, J. (2015) *Indicators and Surrogates of Biodiversity and Environmental Change*. Csiro Publishing, Australia. 216 pp.
- Llop, E., Pinho, P., Matos, P., Pereira, M.J. & Branquinho, C. (2012) The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators* 13: 215–221. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.005>
- Llop, E., Pinho, P., Ribeiro, M.C., Pereira, M.J. & Branquinho, C. (2017) Traffic represents the main source of pollution in small Mediterranean urban areas as seen by lichen functional groups. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 12016–12025. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8598-0>
- Lõhmus, A., Suija, A. & Lõhmus, P. (2013) Intensive local surveys can complement rapid survey techniques to provide insights into the population size and ecology of lichenised fungi. *Fungal Ecology* 6: 449–452. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2013.05.002>
- Lucheta, F., Koch, N., Kaffer, M.I., Plangg Riegel, R., Martins, S. & Schmitt, J.L. (2019)

Lichens as indicators of environmental quality in southern Brazil: An integrative approach based on community composition and functional parameters. *Ecological Indicators* 107: 105587. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105587>

- Lücking, R. (1998a) Ecology of foliicolous lichens at “Botarrama” trail (Costa Rica) a Neotropical Rain Forest. III. Phorophyte ranges and patterns of phorophyte preferences. *Phyton* 38: 195–219.
- Lücking, R. (1998b) Ecology of foliicolous lichens at “Botarrama” trail (Costa Rica) a Neotropical Rain Forest. Part II. Patterns of diversity and area cover, and their dependence on microclimate and phorophyte species. *Ecotropica* 4: 1–24.
- Lücking, R. (2020) Three challenges to contemporaneous taxonomy from a lichenomycological perspective. *Megataxa* 1: 78–103. <https://doi.org/10.11646/megataxa.1.1.16>
- Lücking, R., Rivas Plata, E., Chaves, J.L., Umaña, L. & Sipman, H.J.M. (2009) How many tropical lichens are there... really? *Bibliotheca Lichenologica* 100: 399–418.
- Lücking, R., Dal-Forno, M., Lawrey, J.D., Bungartz, F., Holgado Rojas, M.E., Hernández, J.E.M., Marcelli, M.P., Moncada, B., Morales, E.A., Nelsen, M.P., Paz, E., Salcedo, L., Spielmann, A.A., Wilk, K., Will-Wolf, S. & Yáñez-Ayabaca, A. (2013) Ten new species of lichenized Basidiomycota in the genera *Dictyonema* and *Cora* (Agaricales: Hygrophoraceae), with a key to all accepted genera and species in the *Dictyonema* clade. *Phytotaxa* 139: 1–38. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.139.1.1>
- Lücking, R., Dal Forno, M., Moncada, B., Coca, L.F., Vargas-Mendoza, L.Y., Aptroot, A., Arias, L., Besal, B., Bungartz, F., D, C.-A., Cáceres, M., Chavez, J., Eliasaro, S., Gutiérrez, M., Hernández, J., Herrera-Campos MA., Holgado-Rojas, M., Jonitz, H., Kukwa, M., Lucheta, F., Madriñan, S., Marcelli, M., Martins, S., Mercado-Díaz, J., Molina, J., Morales, E., Nelson, P., Nugra, F., Ortega, F., Paredes, T., Patiño, A., R, P.-P., Pérez, R., Perlmutter, G., Rivas-Plata, E., Robayo, J., Rodríguez, C., Simijaca, D., Soto, E., Spielmann, A., Suárez-Corredor, A., Torres, J., Vargas, C., Yáñez-Ayabaca, A., Weerakoon, G., Wilk, K., Celis, M., Diazgranados, M., Brokamp, G., Borsch, T., Gillevet, P., Sikaroodi, M. & Lawrey, J. (2016a) Turbo-taxonomy to assemble a megadiverse lichen genus : seventy new species of *Cora* (Basidiomycota : Agaricales : Hygrophoraceae), honouring David Leslie Hawksworth ’ s seventieth birthday. *Fungal Diversity*: 1-69. <https://doi.org/10.1007/s13225-016-0374-9>
- Lücking, R., Hodkinson, B.P. & Leavitt, S.D. (2016b) The 2016 classification of lichenized fungi in the Ascomycota and Basidiomycota-Approaching one thousand genera. *The Bryologist* 119: 361–416. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-119.4.361>
- Lücking, R., Villaseñor, J., Herrera-Campos MA., Pérez-Pérez, R., Egan, R., Esslinger, T. & Nash III, T. (2016c) Phylogenetic structure of metacomunities in Mexican Parmeliaceae (lichenized Ascomycota: Lecanorales). *Bibliotheca Lichenologica* 110: 27–54. <https://doi.org/10.1127/1438-9134/2014/018>
- Lücking, R., Kaminsky, L., Perlmutter, G.B., Lawrey, J.D. & Forno, M.D. (2020) *Cora timucua* (Hygrophoraceae), a new and potentially extinct, previously misidentified

basidiolichen of Florida inland scrub documented from historical collections. *The Bryologist* 123: 657–673. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-123.4.657>

- Lücking, R., Leavitt, S.D. & 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>
- Lumbsch, H.T., Ahti, T., Altermann, S., De Paz, G.A., Aptroot, A., Arup, U., Peña, A.B., Bawingan, P.A., Benatti, M.N. & Betancourt, L. (2011) One hundred new species of lichenized fungi: a signature of undiscovered global diversity. *Phytotaxa* 18: 1–127.
- Maestre, F.T., Bowker, M.A., Cantón, Y., Castillo-Monroy, A.P., Cortina, J., Escolar, C., Escudero, A., Lázaro, R. & Martínez, I. (2011) Ecology and functional roles of biological soil crusts in semi-arid ecosystems of Spain. *Journal of Arid Environments* 75: 1282–1291. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.12.008>
- Marini, L., Nascimbene, J., Nimis, P.L., Luigi, P. & Nimis, P.L. (2011) Large-scale patterns of epiphytic lichen species richness: Photobiont-dependent response to climate and forest structure. *Science of The Total Environment* 409: 4381–4386. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.010>
- Marmor, L., Tõrra, T., Saag, L. & Randlane, T. (2011) Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. *Ecological Indicators* 11: 1270–1276.
- Martínez-Calderón, V., Siqueiros-Delgado, M. & Martínez-Ramírez, J. (2017) Checklist of the genus *Quercus* (Fagaceae) of Aguascalientes, México. *Check List* 13: 1–22. <https://doi.org/10.15560/13.1.2045>
- Matos, P., Pinho, P., Aragón, G., Martínez, I., Nunes, A., Soares, A.M.V.M., Branquinho, C., Amadeu, S. & Branquinho, C. (2015) Lichen traits responding to aridity. *Journal of Ecology* 103: 451–458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12364>
- Matos, P., Vieira, J., Rocha, B., Branquinho, C. & Pinho, P. (2019) Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. *Science of The Total Environment* 665: 521–530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.023>
- McCune, B. (2015) The front door to the fourth corner: variations on the sample unit × trait matrix in community ecology. *Community Ecology* 16: 267–271. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.2.14>
- McCune, B. (2000) Lichen communities as indicators of forest health. *The Bryologist* 103: 353–356.
- McCune, B. & Lesica, P. (1992) The Trade-off between Species Capture and Quantitative Accuracy in Ecological Inventory of Lichens and Bryophytes in Forests in Montana. *The Bryologist* 95: 296–304. <https://doi.org/10.2307/3243488>
- McCune, B., Rosentreter, R., Ponzetti, J.M. & Shaw, D.C. (2000) Epiphyte habitats in an old conifer forest in western Washington, U.S.A. *The Bryologist* 103: 417–427.

- McCune, B., Grace, J. & Urban, D. (2002) *Analysis of Ecological Communities*. Mjmm Software Design, Glendon Beach, Oregon.
- McCune, B. & Mefford, M.J. (2018) PC-ORD. *Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 7*. MJM software, Oregon.
- Merinero, S., Hilmo, O. & Gauslaa, Y. (2014) Size is a main driver for hydration traits in cyano- and cephalolichens of boreal rainforest canopies. *Fungal Ecology* 7: 59–66. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2013.12.001>
- Meza-Parral, Y. & Pineda, E. (2015) Amphibian diversity and threatened species in a severely transformed neotropical Region in Mexico. *PLoS ONE* 10: 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121652>
- Miguel-Vázquez, M., Simijaca, D., Pérez-Pérez, R. & Ocampo, G. (2021) Lichenized fungi of the arid zones of central Mexico : new records for the country and the state of Aguascalientes. *Sydowia* 74: 15–31. <https://doi.org/10.12905/0380.sydowia74-2021-0015>
- Miranda-González, R., Lücking, R., Barcenás-Peña, A. & Herrera-Campos MA. (2020) The new genus *Jocatoa* (Lecanoromycetes: Graphidaceae) and new insights into subfamily Redonographoideae. *The Bryologist* 123: 127–143. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-123.2.127>
- Miranda-González, R. & McCune, B. (2020) The weight of the crust: Biomass of crustose lichens in tropical dry forest represents more than half of foliar biomass. *Biotropica* 52: 1298–1308. <https://doi.org/10.1111/btp.12837>
- Mittermeier, R., Robles, G. & Mittermeier, C. (1997) *Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo*. CEMEX-Agrupación Sierra Madre. 501 pp.
- Moncada, B., Lücking, R. & Betancourt-Macuase, L. (2013) Phylogeny of the Lobariaceae (lichenized Ascomycota: Peltigerales), with a reappraisal of the genus *Lobariella*. *The Lichenologist* 45: 203–263. <https://doi.org/10.1017/S0024282912000825>
- Moncada, B., Suárez, A. & Lücking, R. (2015) Nueve especies nuevas del género *Sticta* (Ascomycota liquenizados: Lobariaceae) del morfotipo fuliginosa sensu lato de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*: 50–66.
- Moncada, B., Pérez-Pérez, R.E. & Lücking, R. (2019) The lichenized genus *Cora* (Basidiomycota: Hygrophoraceae) in Mexico: high species richness, multiple colonization events, and high endemism. *Plant and Fungal Systematics* 64: 393–411. <https://doi.org/10.2478/pfs-2019-0026>
- Mongkolsuk, P., Meesim, S., Poengsungnoen, V., Buaruang, K., Schumm, F. & Kalb, K. (2015) The lichen family physciaceae in Thailand—II. Contributions to the genus *Heterodermia* sensu lato. *Phytotaxa* 235(1): 1–66 <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.235.1.1>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Vol 1. Sociedad Entomológica Aragonesa,;. M&T – Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, 84 p.

- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(3), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mueller, G.M., Cunha, K.M., May, T.W., Allen, J.L., Westrip, J.R.S., Canteiro, C., Costa-Rezende, D.H., Drechsler-Santos, E.R., Vasco-Palacios, A.M., Ainsworth, A.M., Alves-Silva, G., Bungartz, F., Chandler, A., Gonçalves, S.C., Krisai-Greilhuber, I., Iršénaitė, R., Jordal, J.B., Kosmann, T., Lendemer, J., McMullin, R.T., Mešić, A., Motato-Vásquez, V., Ohmura, Y., Næsborg, R.R., Perini, C., Saar, I., Simijaca, D., Yahr, R. & Dahlberg, A. (2022) What Do the First 597 Global Fungal Red List Assessments Tell Us about the Threat Status of Fungi? *Diversity* 14: 736. <https://doi.org/10.3390/d14090736>
- Murtagh, G.J., Dyer, P.S. & Crittenden, P.D. (2000) Sex and the single lichen. *Nature* 404: 564. <https://doi.org/10.1038/35007142>
- Mycobank (2022) The MycoBank engine and related databases. Available from: <https://www.mycobank.org/> (consultado el 22 de febrero de 2022)
- Nascimbene, J. & Marini, L. (2015) Epiphytic lichen diversity along elevational gradients: biological traits reveal a complex response to water and energy. *Journal of Biogeography* 42: 1222–1232. <https://doi.org/10.1111/jbi.12493>
- Nascimbene, J., Marini, L. & Nimis, P.L. (2007) Influence of forest management on epiphytic lichens in a temperate beech forest of northern Italy. *Forest Ecology and Management* 247: 43–47. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.011>
- Nascimbene, J., Thor, G. & Nimis, P.L. (2013) Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe - A review. *Forest Ecology and Management* 298: 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.008>
- Nascimento, E.L. de L., Maia, L.C., Cáceres, M. & Lücking, R. (2021) Phylogenetic structure of lichen metacommunities in Amazonian and Northeast Brazil. *Ecological Research* 36: 440–463. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12206>
- Nash III, T., Ryan, B., Gries, C. & Bungartz, F. (2002) *Lichen flora of the greater Sonoran desert region*. Lichens Unlimited, Arizona State University
- Nash III, T., Ryan, B., Diederich, P., Gries, C. & Bungartz, F. (2004) *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol II*. Lichens Unlimited, Arizona State University
- Nash III, T., Ryan, B., Diederich, P., Gries, C. & Bungartz, F. (2007) *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol III*. Lichens Unlimited, Arizona State University., Tempe
- Nelsen, M.P., Lücking, R., Boyce, C.K., Lumbsch, H.T. & Ree, R.H. (2020) The macroevolutionary dynamics of symbiotic and phenotypic diversification in lichens. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117: 21495–21503. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001913117>
- Nelson, P.R., McCune, B., Roland, C. & Stehn, S. (2015a) Non-parametric methods reveal

non-linear functional trait variation of lichens along environmental and fire age gradients. *Journal of Vegetation Science* 26: 848–865.

<https://doi.org/10.1111/jvs.12286>

Nelson, P.R., McCune, B. & Swanson, D.K. (2015b) Lichen traits and species as indicators of vegetation and environment. *The Bryologist* 118: 252–263.

Nimis, P.L., Scheidegger, C. & Wolseley, P.A. (2002) *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*. Springer Netherlands, Dordrecht

Nualart, N., Ibáñez, N., Soriano, I. & López-Pujol, J. (2017) Assessing the relevance of herbarium collections as tools for conservation biology. *The Botanical Review* 83: 303–325. <https://doi.org/10.1007/s12229-017-9188-z>

Palmqvist, K., Campbell, D., Ekblad, A. & Johansson, H. (1998) Photosynthetic capacity in relation to nitrogen content and its partitioning in lichens with different photobionts. *Plant, Cell & Environment* 21: 361–372. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1998.00279.x>

Palmqvist, K. & Sundberg, B. (2000) Light use efficiency of dry matter gain in five macrolichens: Relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant Cell and Environment*. Jan. 23: 1–14.

Pardavé-Díaz, L., Robledo-Cortés, M., Ruiz-Esparza, V. & Flores-Pardavé, L. (2007) Contribución al conocimiento de los hongos (macromicetos) de la Sierra Fría, Aguascalientes. *Investigación y Ciencia* 15: 4–12.

Pérez-Pérez, R.E. (2005) Impacto del manejo forestal en los macrolíquenes cortícolas de *Pinus patula* (Schl. & Cham) en la Sierra de Juárez, Oaxaca. Tesis Doctoral. Doctorado en Recursos Bióticos. Facultad de Ciencias.

Pérez-Pérez, R.E., Miramontes-Rojas, N. & Aguilar-Rosales, J. (2008) Macrolíquenes cortícolas en dos especies de coníferas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala. *Acta Universitaria* 18: 33–39. <https://doi.org/10.15174/au.2008.147>

Pérez-Pérez, R.E., Quiroz, H., Herrera-Campos MA. & Garcia, 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. *Bibliotheca Lichenologica* 106: 243–258.

Pérez-Pérez, R.E. & Guzmán, G. (2015) Parmotrema species in a cloud forest region turned into an urban zone in Xalapa, Veracruz, Mexico. *Bosque (Valdivia)* 36: 357–362. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002015000300003>

Pérez-Pérez, R.E., Castillo-Campos, G. & Cáceres, M. (2015) Diversity of corticolous lichens in Cloud Forest remnants in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México in relation to phorophytes and habitat fragmentation. *Cryptogamie, Mycologie* 36: 79–92. <https://doi.org/10.7872/crym.v36.iss1.2015.79>

Pineda-López, R. (2019) Estimadores de la riqueza de especies. En: C. E. Moreno (ed.) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de

México, pp. 159–174.

- Pinho, P., Augusto, S., Branquinho, C., Bio, A., Pereira, M. J., Soares, A., & Catarino, F. (2004). Mapping lichen diversity as a first step for air quality assessment. *Journal of Atmospheric Chemistry* 49, 377–389. <https://doi.org/10.1007/s10874-004-1253-4>
- Pinho, P., Dias, T., Cruz, C., Sim Tang, Y., Sutton, M.A., Martins-Loução, M.-A., Máguas, C. & Branquinho, C. (2011) Using lichen functional diversity to assess the effects of atmospheric ammonia in Mediterranean woodlands. *Journal of Applied Ecology* 48: 1107–1116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02033.x>
- Pla, L., Casanoves, F. & Di Rienzo, J. (2012) *Quantifying Functional Biodiversity*. Springer Science and Business Media, New York/London. 102 pp.
- Prieto, M., Martínez, I., Aragón, G., & Verdú, M. (2017). Phylogenetic and functional structure of lichen communities under contrasting environmental conditions. *Journal of Vegetation Science* 28(4), 871–881. <https://doi.org/10.1111/jvs.12544>
- Protected Planet (2022) The World Database on Protected Areas (WDPA). Available from: <https://www.protectedplanet.net/en/thematic-areas/wdpa?tab=WDPA> (el 9 de febrero de 2022)
- Pulido, K. & Ramos, C. (2016) Efecto de borde en la distribución de líquenes y el contenido de clorofilas en fragmentos de *Polylepis quadrijuga* (Rosaceae) en el páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Rev. Biol. Trop.* 64: 1683–1697.
- Puy-Alquiza, M.J., Gómez-Peralta, M., Reyes-Zamudio, V., Gregorio-Cipriano, M.D.R., Miranda-Avilés, R., Ríos-Ureña, D.N. & Cortés-Hernández, V. (2018) Diversidad de macrolíquenes saxícolas en México: caso de estudio del distrito minero de Guanajuato. *Acta Botanica Mexicana*: 37–50. <https://doi.org/10.21829/abm123.2018.1246>
- QGIS Development Team (2016) *QGIS geographic information system*. Open source geospatial Foundation project.
- Ramamoorthy, T., Bye, R., Lot, A. & Fa, J. (1993) *Biological Diversity of Mexico. Origins and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York, United States
- Ramírez-Morán, N.A., León-Gómez, M. & Lücking, R. (2016) Uso de biotipos de líquenes como bioindicadores de perturbación en fragmentos de bosque altoandino (Reserva Biológica “Encenillo”, Colombia). *Caldasia* 38: 31–52. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57821>
- Ramirez, D. (2019) Diversidad y distribución vertical de los líquenes cortícolas de *Alnus acuminata* subsp. *arguta* en la reserva ecológica La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. INECOL A.C.
- Rapai, S.B., McMullin, R.T. & Newmaster, S.G. (2012) The importance of macrolichen traits and phylogeny in forest community assemblage along a high elevation gradient in southwestern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 274: 231–240. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.018>
- Ravera, S., Isocrono, D., Nascimbene, J., Giordani, P., Benesperi, R., Tretiach, M. &

- Montagnani, C. (2015) Assessment of the conservation status of the mat-forming lichens *Cladonia* subgenus *Cladina* in Italy. *Plant Biosystems* 150: 1010–1022. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.1000422>
- Read, C.F., Duncan, D.H., Vesk, P.A. & Elith, J. (2014) Biocrust morphogroups provide an effective and rapid assessment tool for drylands. *Journal of Applied Ecology* 51: 1740–1749. [https://doi.org/10.1111/1365-2664.12336@10.1111/\(ISSN\)1365-2664.OAWEEK2014](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12336@10.1111/(ISSN)1365-2664.OAWEEK2014)
- Ricotta, C., de Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B. E. L., & Pavoine, S. (2016). Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods in Ecology and Evolution* 7(11), 1386–1395. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604>
- Rivas Plata, E., Lüicking, R. & Lumbsch, H.T. (2008) When family matters: an analysis of Thelotremaaceae (Lichenized Ascomycota: Ostropales) as bioindicators of ecological continuity in tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 17: 1319–1351. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9289-9>
- Rosabal, D., Burgaz, A.R., Altamirano, A. & Aragón, G. (2012) Differences in diversity of corticolous lichens between interior and edge of the Monte Barranca semi-deciduous forest, Santiago de Cuba. *The Bryologist* 115: 333–340. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-115.2.333>
- Rosabal, D., Burgaz, A.R. & Reyes, O.J. (2013) Substrate preferences and phorophyte specificity of corticolous lichens on five tree species of the montane rainforest of Gran Piedra, Santiago de Cuba. *The Bryologist* 116: 113–121.
- Rubiano, J. & Chaparro, M. (2006) Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epífitos). *Acta Biológica Colombiana* 11: 82–102.
- Ruiz-Oronoz, M. & Herrera, T. (1948) Levaduras, hongos macroscópicos, líquenes y hepáticas colectadas en Cuicatlán, Oax. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Botánica* 19: 299–316.
- Ryan B, Nash III TH, Herrera-Campos MA. (1996). *Catalog of the Lichens and Lichenicolous Fungi of Mexico*. <http://lichen.la.asu.edu> (accessed February 22, 2022).
- Ryan B, Nash III TH, Herrera-Campos MA, Hafellner J, Lumbsch HT, Moberg R, Tibell L, Ahti T, Sipman HJM, Breuss O. (2000). New records of lichens from Mexico. *Nova Hedwigia* 70: 79-106. <http://dx.doi.org/10.1127/nova.hedwigia/70/2000/79>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México. Primera edición digital*. CONABIO, [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]
- Salgado-Negret, B. (2015) *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. B. Salgado-Negret (ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogota. 236 pp.
- Sanjuan-Trejo, G., Mejía-Segovia, D. M., & Moreno, C. E. (2021). Arthropod ensembles

associated to berry cactus fruits (*Myrtillocactus geometrizans*) in two localities of the Mezquital Valley, Hidalgo, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92.

<https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2021.92.3487>

- Sarukhán J, Koleff P, Carabias J, Soberón J, Dirzo R, Llorente-Bousquets J, Halffter G, González R, March I, Mohar A, Anta S, de la Maza J. (2009). Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. ISBN: 978-607-8570-02-7
- Seymour, F.A., Crittenden, P.D. & Dyer, P.S. (2005). Sex in the extremes: Lichen-forming fungi. *Mycologist* 19: 51–58. <https://doi.org/10.1017/S0269915X05002016>
- Shu-Hua, J., Lücking, R., Hua-Jie, L., Xin-Li, W., Xavier-Leite, A.B., Portilla, C.V., Ren, Q. & Jiang-Chun, W. (2022) Twelve New Species Reveal Cryptic Diversification in Foliicolous Lichens of *Strigula* s. lat. (Strigulales, Ascomycota). *Journal of Fungi* 8: 2.
- Simijaca, D., Moncada, B. & Lücking, R. (2018) Bosque de roble o plantación de coníferas, ¿qué prefieren los líquenes epífitos? *Colombia Forestal* 21: 123–141. <https://doi.org/10.14483/2256201X.12575>
- Simijaca, D., Mueller, G. & Vasco-Palacios, A. (2022) Fungal Conservation in Colombia. *En*: R. de Almeida, R. Lücking, A. Vasco-Palacios, E. Gaya, & M. Diazgranados (eds.) *Catalogue of Fungi of Colombia*. Royal Botanic Gardens Kew-Instituto Alexander von Humboldt, London, p. 507.
- Simijaca, D., Pérez-Pérez, R. E., Escoto-Moreno, J., & Ocampo, G. (2023). Multiple new records of lichenized fungi for Aguascalientes, with the assessment of the conservation status of two endemic species of Mexico. *Botanical Sciences*, 101(2), 544-559. <https://doi.org/10.17129/botsci.3179>
- Siqueiros-Delgado, M.E., Rodríguez-Avalos, J.A., Martínez-Ramírez, J. & Sierra-Muñoz, J.C. (2016) Situación actual de la vegetación del estado de Aguascalientes, México. *Botanical Sciences* 94: 455–470. <https://doi.org/10.17129/botsci.466>
- Siqueiros-Delgado, M.E., Rodríguez-Avalos, J.A., Martínez-Ramírez, J., Sierra-Muñoz, J.C. & García-Regalado, G. (2017) *Vegetación del estado de Aguascalientes*. Universidad Autónoma de Aguascalientes, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Aguascalientes, México
- Soliveres, S. & Eldridge, D.J. (2020) Dual community assembly processes in dryland biocrust communities. *Functional Ecology* 34: 877–887. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.13521>
- Soto, E., Lücking, R. & 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. *Rev. Biol. Trop.* 60: 843–856.
- Soto-Medina, E., Lücking, R., Silverstone-Sopkin, P.A. & Torres, A.M. (2019) Changes in functional and taxonomic diversity and composition of corticolous lichens in an altitudinal gradient in Colombia. *Cryptogamie, Mycologie* 40: 97–115.

<https://doi.org/10.5252/cryptogamie-mycologie2019v40a6>

- Soto Medina, E. ., Díaz, D. ., & Montaña, J. (2021). Biogeografía y riqueza de los líquenes de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 45(174), 122–135. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1224>
- Stofer, S., Bergamini, A., Aragón, G., Carvalho, P., Coppins, B.J., Davey, S., Dietrich, M., Farkas, E., Kärkkäinen, K., Keller, C., Lökö, L., Lommi, S., Máguas, C., Mitchell, R., Pinho, P., Rico, V.J., Truscott, A.-M., Wolseley, P. a., Watt, A., Scheidegger, C., Ariel, B., Aragón, G., Carvalho, P., Coppins, B.J., Davey, S., Dietrich, M., Farkas, E., Kärkkäinen, K., Keller, C., Lökö, L., Lommi, S., Máguas, C., Mitchell, R., Pinho, P., Rico, V.J., Truscott, A.-M., Wolseley, P. a., Watt, A. & Scheidegger, C. (2006) Species richness of lichen functional groups in relation to land use intensity. *The Lichenologist* 38: 331. <https://doi.org/10.1017/S0024282906006207>
- Suding, K.N., Lavorel, S., Chapin, F.S., Cornelissen, J.H.C., Díaz, S., Garnier, E., Goldberg, D., Hooper, D.U., Jackson, S.T. & Navas, M.-L. (2008) Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14: 1125–1140. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01557.x>
- Tripp, E.A., Lendemer, J.C., Barberán, A., Dunn, R.R. & Fierer, N. (2016) Biodiversity gradients in obligate symbiotic organisms: exploring the diversity and traits of lichen propagules across the United States. *Journal of Biogeography* 43: 1667–1678. <https://doi.org/10.1111/jbi.12746>
- Valenzuela, R. (2014) Estado del conocimiento y conservación de los hongos en México. *En: [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad] CONABIO (ed.) Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*. pp. 175–177.
- Verzani, J. (2011). *Getting started with RStudio*. O'Reilly Media, Inc. Sebastopol, CA. 79 p. ISBN: 9781449309039.
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Wetmore, C.M. (2001) The *Caloplaca citrina* group in North and Central America. *The Bryologist* 104: 1–11.
- Wickham, H. (2011) ggplot2. *WIREs Computational Statistics* 3: 180–185. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/wics.147>
- Willis, C.G., Ellwood, E.R., Primack, R.B., Davis, C.C., Pearson, K.D., Gallinat, A.S., Yost, J.M., Nelson, G., Mazer, S.J., Rossington, N.L., Sparks, T.H. & Soltis, P.S. (2017) Old Plants, New Tricks: Phenological Research Using Herbarium Specimens.

Trends in Ecology and Evolution 32: 531–546.

<https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.015>

Wolf, J. (1993) Epiphyte communities of tropical montane rain forest in the northern Andes II. Uper montane communities. *Phytocoenologia* 22: 53–103.

Wu, L., Lan, S., Zhang, D. & Hu, C. (2013) Recovery of chlorophyll fluorescence and CO₂ exchange in lichen soil crusts after rehydration. *European Journal of Soil Biology* 55: 77–82. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.12.006>

Zambrano, A. & Nash, T.H. (2000) Lichen responses to short-term transplantation in Desierto de los Leones, Mexico City. *Environmental Pollution* 107: 407–412.

Zambrano, A., Nash, T.H. & Herrera-Campos MA. (2000) Lichen Decline in Desierto de los Leones (Mexico City). *The Bryologist* 103: 428–441.

Zárate-Arias, N., Moreno-Palacios, M. & Torres-Benítez, A. (2019) Diversity, phorophyte specificity and microenvironmental preferences of corticolous lichens in a sub-Andean forest in the Centro region of Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 43: 737–745.

<https://doi.org/10.18257/raccefyn.886>

10. ANEXOS

10.1. ANEXO A1

Tabla S1. Listado de las especies de hongos liquenizados para el estado de Aguascalientes. Se indica la presencia (1) y ausencia (0) de las especies en cada sustrato evaluado.

Familia	Especie	Sustrato			
		Corteza	Roca	Suelo	
Acarosporaceae	<i>Acarospora bullata</i> Anzi	0	1	0	
	<i>Acarospora chrysops</i> (Tuck.) H. Magn.	0	1	0	
	<i>Acarospora strigata</i> (Nyl.) Jatta	0	1	0	
	<i>Acarospora succedens</i> H. Magn.	0	1	0	
	<i>Acarospora veronensis</i> A. Massal.	0	1	0	
	<i>Pleopsidium oxytonum</i> (Ach.) Rabenh.	0	1	0	
	* <i>Sarcogyne novomexicana</i> H. Magn	1	0	0	
Caliciaceae	<i>Buellia arborea</i> Coppins & Tønsberg	1	0	0	
	<i>Buellia dispersa</i> A. Massal.	0	1	0	
	<i>Buellia erubescens</i> Arnold	1	0	0	
	<i>Buellia maritima</i> (A. Massal.) Bagl	0	1	0	
	<i>Buellia nashii</i> Bungartz	0	1	0	
	<i>Buellia stellulata</i> (Taylor) Mudd	0	1	0	
	<i>Buellia tyrolensis</i> Körb.	0	1	0	
	<i>Dimelaena oreina</i> (Ach.) Norman	0	1	0	
	<i>Pyxine petricola</i> Nyl.	0	1	0	
	<i>Pyxine subcinerea</i> Stirton	1	0	0	
	<i>Sculptolumina japonica</i> (Tuck.) Marbach	1	0	0	
	<i>Tetramelas chloroleucus</i> (Körb.) A. Nordin	1	0	0	
	Candelariaceae	<i>Candelaria concolor</i> (Dickson) Stein	1	1	0
		<i>Candelariella citrina</i> B. de Lesd.	0	1	0
<i>Candelina mexicana</i> (B. de Lesd.) Poelt		0	1	0	
<i>Candelina submexicana</i> (B. de Lesd.) Poelt		0	1	0	
Chrysothricaceae	* <i>Chrysothrix insulizans</i> R.C. Harris & Ladd	0	1	0	
Cladoniaceae	<i>Cladonia caespiticia</i> (Pers.) Flörke	0	0	1	
	<i>Cladonia chlorophaea</i> (Flörke ex Sommerf.) Sprengel	0	0	1	
	<i>Cladonia furcata</i> (Hudson) Schrader	0	0	1	
	<i>Cladonia jaliscana</i> Ahti & Guzm.0Dáv.	0	0	1	
	<i>Cladonia multiformis</i> G. Merr.	0	0	1	
	<i>Cladonia ochrochlora</i> Flörke	0	0	1	
	<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.	0	0	1	

Familia	Especie	Sustrato			
		Corteza	Roca	Suelo	
Coccocarpiaceae	<i>Cladonia</i> sp.	0	0	1	
	<i>Cladonia subcariosa</i> Nyl.	0	0	1	
	<i>Cladonia verticillata</i> (Hoffm.) Schaer.	0	0	1	
	<i>Coccocarpia erythroxyli</i> (Sprengel)				
	Swinscow & Krog	0	1	1	
	<i>Coccocarpia palmicola</i> (Sprengel) Arv. & D. J. Galloway	1	1	1	
Collemataceae	<i>Collema subflaccidum</i> Degel	1	0	0	
	<i>Enchylium cocophorum</i> (Tuck.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	0	1	0	
	<i>Enchylium conglomeratum</i> (Hoffm.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	1	1	0	
	<i>Enchylium polycarpon</i> (Hoffm.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	0	1	0	
	<i>Lathagrium cristatum</i> (L.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	0	1	0	
	<i>Leptogium austroamericanum</i> (Malme) C.W. Dodge	1	0	0	
	<i>Leptogium chloromelum</i> (Sw. ex Ach.) Nyl.	1	0	0	
	<i>Leptogium coralloideum</i> (Meyen & Flot.) Vain.	1	0	0	
	<i>Leptogium isidiosellum</i> (Riddle) Sierk	1	0	0	
	<i>Leptogium joergensenii</i> Marcelli & Kitaura	1	1	0	
	<i>Leptogium megapotamicum</i> Malme	1	0	0	
	<i>Leptogium milligranum</i> Sierk	1	0	0	
	<i>Leptogium pseudofurfuraceum</i> P.M. Jørg. & Wallace	1	0	0	
	<i>Leptogium rugosum</i> Sierk	1	0	0	
	<i>Scytinium lichenoides</i> (L.) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	0	1	0	
	<i>Scytinium subaridum</i> (P.M. Jørg. & Goward) Otálora, P.M. Jørg. & Wedin	0	1	0	
	Fuscideaceae	<i>Fuscidea mollis</i> (Wahlenb.) V. Wirth & Vězda	0	1	0
	Graphidaceae	<i>Diploschistes actinostomus</i> (Ach.) Zahlbr.	0	1	0
		<i>Diploschistes dicapsis</i> (Ach.) Lumbsch	0	0	1
<i>Diploschistes gypsaceus</i> (Ach.) Zahlbr.		0	0	1	
<i>Diploschistes scruposus</i> (Schreber) Norman		0	1	0	
Haematommataceae	<i>Haematomma fenzlianum</i> A. Massal.	0	1	0	

Familia	Especie	Sustrato		
		Corteza	Roca	Suelo
Lecanoraceae	<i>Haematomma flexuosum</i> Hillm.	1	0	0
	<i>Lecanora allophana</i> Nyl.	1	0	0
	<i>Lecanora caesiorubella</i> Ach.	1	0	0
	<i>Lecanora helva</i> Stizenb.	1	0	0
	<i>Lecanora horiza</i> (Ach.) Lindasy	1	0	0
	<i>Lecanora</i> sp.	1	1	0
	<i>Lecidella stigmatea</i> (Ach.) Hertel & Leuckert	0	1	0
	<i>Protoparmeliopsis muralis</i> (Schreb.) M. Choisy	0	1	0
Lichinaceae	<i>Heppia lutosa</i> (Ach.) Nyl.	0	0	1
	<i>Lempholemma chalazanum</i> (Ach.) B. de Lesd.	0	0	1
	<i>Lempholemma</i> sp.	0	0	1
Massalongiaceae	<i>Leptochidium albociliatum</i> (Desmaz.) Choisy	1	0	0
Megasporaceae	<i>Aspicilia</i> sp.	0	1	0
	<i>Circinaria contorta</i> (Hoffm.) A. Nordin, Savić & Tibell	0	1	0
Ochrolechiaceae	<i>Ochrolechia mexicana</i> Vain.	1	0	0
Pannariaceae	<i>Parmeliella triptophylla</i> (Ach.) Müll.Arg.	1	0	0
	Parmeliaceae	<i>Anzia americana</i> Yoshim. & Sharp	0	1
<i>Canoparmelia cryptochlorophaea</i> (Hale) Elix & Hale		1	0	0
<i>Canoparmelia texana</i> (Tuck.) Elix & Hale		1	0	0
<i>Flavoparmelia leucoxantha</i> (Müll. Arg.) Hale ex DePriest & B.W. Hale		0	1	0
<i>Flavopunctelia borrierioides</i> Kurok.		1	0	0
<i>Flavopunctelia flaventior</i> (Stirton) Hale		1	0	0
<i>Flavopunctelia praesignis</i> (Nyl.) Hale		1	0	0
<i>Flavopunctelia soledica</i> (Nyl.) Hale		1	0	0
<i>Hypotrachyna citrella</i> (Kurok.) Hale		0	1	0
<i>Hypotrachyna horrescens</i> (Taylor) Krog & Swinse.		1	0	0
<i>Parmelina tiliaceaea</i> (Hoffm.) Ach.		1	0	0
<i>Parmelinella salacinifera</i> (Hale) Marcelli & Benatti		1	0	0
<i>Parmelinella versiformis</i> (Kremp.) Marcelli		1	0	0
** <i>Parmotrema acutatatum</i> Kurok.		1	0	0
<i>Parmotrema arnoldii</i> (Du Rietz) Hale		1	0	0
<i>Parmotrema cetratum</i> (Ach.) Hale		1	1	0

Familia	Especie	Sustrato		
		Corteza	Roca	Suelo
	<i>Parmotrema hababianum</i> (Gyelnik) Hale	1	1	0
	<i>Parmotrema hypoleucinum</i> (Steiner) Hale	0	1	0
	<i>Parmotrema latissimum</i> (Fée) Hale	1	0	0
	<i>Parmotrema margaritatum</i> (Hue) Hale	0	1	0
	<i>Parmotrema paramoreliense</i> W. Culb. & C. Culb.	1	0	0
	<i>Parmotrema praesorediosum</i> (Nyl.) Hale	1	0	0
	<i>Parmotrema pseudocrinitum</i> (Abbayes) Hale	1	0	0
	<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy	1	1	0
	<i>Parmotrema</i> sp.	0	1	0
	<i>Parmotrema stupenum</i> (Taylor) Hale	1	0	0
	<i>Parmotrema subisidiosum</i> (Müll. Arg.) Hale & Fletcher	0	1	0
	<i>Parmotrema subtinctorium</i> (Zahlbr.) Hale	1	0	0
	<i>Pseudoevernina consocians</i> (Vain.) Hale & Culb.	1	0	0
	<i>Punctelia caseana</i> Lendemmer & Hodk.	1	0	0
	<i>Punctelia hypoleucites</i> (Nyl.) Krog	1	0	0
	<i>Punctelia jeckeri</i> (Roum.) Kalb	1	0	0
	<i>Punctelia missouriensis</i> Wilhelm & Ladd	1	0	0
	<i>Punctelia perreticulata</i> (Räsänen) G. Wilh. & Ladd	1	0	0
	<i>Usnea amblyoclada</i> (Müll. Arg.) Zahlbr.	1	0	0
	<i>Usnea arbusculiformis</i> Motyka	1	0	0
	<i>Usnea dasopoga</i> (Ach.) Nyl	1	1	0
	<i>Usnea florida</i> (L.) Weber ex F.H. Wigg.	1	0	0
	<i>Usnea praetevisa</i> (Asah.) P. Clerc	1	0	0
	<i>Usnea strigosa</i> (Ach.) Eaton	0	1	0
	<i>Usnea subfloridana</i> Stirton	1	0	0
	<i>Usnea subfusca</i> Stirton	1	0	0
	<i>Xanthoparmelia ahtii</i> (Essl.) O. Blanco, A. Crespo, Elix, D. Hawksw. & Lumbsch	0	1	0
	<i>Xanthoparmelia amableana</i> (Gyeln.) Hale	0	1	0
	<i>Xanthoparmelia californica</i> Hale	0	1	0
	<i>Xanthoparmelia cumberlandia</i> (Gyelnik) Hale	1	1	0
	<i>Xanthoparmelia lavicola</i> (Gyelnik) Hale	0	1	0
	<i>Xanthoparmelia lineola</i> (E. C. Berry) Hale	0	1	0

Familia	Especie	Sustrato			
		Corteza	Roca	Suelo	
	<i>Xanthoparmelia mexicana</i> (Gyeln.) Hale	0	1	0	
	<i>Xanthoparmelia moctezumensis</i> T.H. Nash	1	1	0	
	<i>Xanthoparmelia novomexicana</i> (Gyelnik) Hale	0	1	0	
	<i>Xanthoparmelia plitti</i> (Gyelnik) Hale	0	1	0	
	<i>Xanthoparmelia subcumberlandia</i> Elix & T.H. Nash	0	1	0	
	<i>Xanthoparmelia subtasmanica</i> Elix & T.H. Nash	0	1	0	
	Peltigeraceae	<i>Nephroma parile</i> (Ach.) Ach.	1	0	0
		<i>Peltigera leucophlebia</i> (Nyl.) Gyelnik	0	0	1
		<i>Peltigera praetextata</i> (Flörke ex Sommerf.) Zopf	0	0	1
		<i>Sticta</i> aff. <i>sylvatica</i>	0	1	0
<i>Sticta beauvoisii</i> Delise		0	1	0	
<i>Sticta fuliginosa</i> (Hoffm.) Ach.		1	0	0	
<i>Sticta weigelia</i> (Ach.) Vain.		1	0	0	
Peltulaceae	<i>Peltula euploca</i> (Ach.) Poelt	0	1	0	
	<i>Peltula farinosa</i> Büdel	0	1	0	
	<i>Peltula hassei</i> (Zahlbr.) Büdel, Kauff & Bachran	0	1	0	
	<i>Peltula patellata</i> (Bagl.) Swinscow & Krog	0	0	1	
Pertusariaceae	<i>Pertusaria moreliensis</i> B. de Lesd.	0	1	0	
	<i>Pertusaria pustulata</i> (Ach.) Duby	1	0	0	
	<i>Pertusaria</i> sp.	1	0	0	
Physciaceae	<i>Pertusaria tejocotensis</i> B. de Lesd.	0	1	0	
	<i>Heterodermia albicans</i> (Pers.) Swinscow & Krog	1	1	0	
	<i>Heterodermia antillarum</i> (Vain.) Swinscow & Krog	1	0	0	
	<i>Heterodermia comosa</i> (Eschw.) Follm. & Redón	1	0	0	
	<i>Heterodermia diademata</i> (Taylor) D. D. Awasthi	1	0	0	
	<i>Heterodermia dissecta</i> (Kurok.) D.D. Awasthi	1	1	0	
	<i>Heterodermia granulifera</i> (Ach.) Culb.	1	0	0	
	<i>Heterodermia isidiophora</i> (Vain.) Swinscow & Krog	1	0	0	
	<i>Heterodermia obscurata</i> (Nyl.) Trevisan	1	0	0	
	<i>Heterodermia rugulosa</i> (Kurok.) Wetmore	1	0	0	

Familia	Especie	Sustrato		
		Corteza	Roca	Suelo
	<i>Heterodermia speciosa</i> (Wulfen) Trevisan	1	0	0
	<i>Heterodermia tremulans</i> (Müll. Arg.) W.L. Culb.	1	0	0
	<i>Heterodermia tropica</i> (Kurok.) Sipman	1	0	0
	<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) H. Mayrh. & Poelt	0	1	0
	<i>Hyperphyscia minor</i> (Fée) D. D. Awasthi	1	1	0
	<i>Hyperphyscia syncolla</i> (Tuck. ex Nyl.) Kalb	1	0	0
	<i>Leucodermia appalachensis</i> (Kurok.) Kalb	1	0	0
	<i>Phaeophyscia hirsuta</i> (Mereschk.) Essl.	1	1	0
	<i>Phaeophyscia hirtella</i> Essl.	0	1	0
	<i>Phaeophyscia nashii</i> Essl.	1	0	0
	<i>Phaeophyscia nigricans</i> (Flörke) Moberg	0	1	0
	<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Necker) Moberg	1	0	0
	<i>Phaeophyscia pusilloides</i> (Zahlbr.) Essl.	1	0	0
	** <i>Phaeophyscia sonora</i> Essl.	1	0	0
	<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Furnr.	1	0	0
	<i>Physcia atrostriata</i> Moberg	1	0	0
	<i>Physcia biziana</i> (A. Massal.) Zahlbr.	1	1	0
	<i>Physcia crispa</i> Nyl.	1	1	0
	<i>Physcia halei</i> J.W. Thomson	0	1	0
	<i>Physcia phaea</i> (Tuck.) J.W. Thomson	0	1	0
	<i>Physcia stellaris</i> (L.) Nyl.	1	0	0
	<i>Physcia tribacia</i> (Ach.) Nyl.	0	1	0
	<i>Physcia undulata</i> Moberg	1	0	0
	<i>Physconia isidiomuscigena</i> Essl.	0	0	1
	<i>Polyblastidium fragilissimum</i> (Kurok.) Kalb	1	0	0
	<i>Polyblastidium hypoleucum</i> (Ach.) Kalb	1	0	0
	<i>Polyblastidium japonicum</i> (M. Satô) Kalb	1	0	0
	<i>Polyblastidium propaguliferum</i> (Vain.) Kalb	0	1	0
Psoraceae	<i>Psora cerebriiformis</i> W.A. Weber	0	0	1
	<i>Psora crenata</i> (Taylor) Reinke	0	0	1
	<i>Psora icterica</i> (Mont.) Müll.Arg.	0	0	1
	<i>Psora pseudorussellii</i> Timdal	0	1	0
	<i>Psorula rufonigra</i> (Tuck.) Gotth. Schneider	0	1	0

Familia	Especie	Sustrato		
		Corteza	Roca	Suelo
Ramalinaceae	<i>Ramalina roesleri</i> (Hochst. ex Schaer.) Hue	1	0	0
Rhizocarpaceae	<i>Rhizocarpon infernulum</i> (Nyl.) Lyngé	0	1	0
Stereocaulaceae	* <i>Hertelidea botryosa</i> (Fr.) Kantvilas & Printzen	1	0	0
	<i>Lepraria</i> sp.	1	1	0
Teloschistaceae	<i>Athallia pyracea</i> (Ach.) Arup, Frödén & Søchting	1	1	0
	<i>Athallia vitellinula</i> (Nyl.) Arup, Frödén & Søchting	0	1	0
	<i>Caloplaca</i> aff. <i>cerina</i>	1	0	0
	<i>Caloplaca eugyra</i> (Tuck.) Zahlbr.	0	1	0
	<i>Caloplaca microphyllina</i> (Tuck.) Hasse	1	0	0
	<i>Caloplaca saxicola</i> (Hoffm.) Nordin	0	1	0
	<i>Gyalolechia flavorubescens</i> (Hudson) Søchting, Frödén & Arup	1	0	0
	<i>Gyalolechia stipitata</i> (Wetmore) Søchting, Frödén & Arup	1	0	0
	<i>Polycauliona impolita</i> (Arup) Arup, Frödén & Søchting	0	1	0
	<i>Squamulea squamosa</i> (B. de Lesd.) Arup, Søchting & Frödén	0	1	0
	<i>Squamulea subsoluta</i> (Nyl.) Arup, Søchting & Frödén	0	1	0
	<i>Wetmoreana brouardii</i> (B. de Lesd.) Wilk & Søchting	0	1	0
Tephromelataceae	<i>Tephromella atra</i> (Hudson) Hafellner	0	1	0
Trapeliaceae	<i>Trapelia</i> sp.	0	1	0
Umbilicariaceae	<i>Lasallia papulosa</i> (Ach.) Llano	0	1	0
	<i>Umbilicaria</i> sp.	0	1	0
Variolariaceae	<i>Lepra ophthalmiza</i> (Nyl.) Hafellner	1	0	0
Verrucariaceae	<i>Clavascidium lacinulatum</i> (Ach.) M. Prieto	0	0	1
	<i>Dermatocarpon dolomiticum</i> Amtoft	0	1	0
	<i>Dermatocarpon miniatum</i> (L.) W. Mann	0	1	0
	<i>Dermatocarpon moulinsii</i> (Mont.) Zahlbr.	0	1	0
	<i>Dermatocarpon reticulatum</i> H. Magn.	0	1	0
	<i>Endocarpon pusillum</i> Hedwig	0	1	0
	<i>Heteropladidium compactum</i> (A. Massal.) Gueidan & Cl. Roux	0	1	0
	<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.	1	0	0
	<i>Placidium squamulosum</i> (Ach.) Breuss	0	0	1

Familia	Especie	Sustrato		
		Corteza	Roca	Suelo
	<i>Placidium acarosporoides</i> (Zahlbr.)			
	Breuss	0	1	1
	<i>Staurothele monicae</i> (Zahlbr.) Wetmore	0	1	0
	<i>Verrucaria inficiens</i> Breuss	0	1	0

* Registros nuevos para México

Tabla S2. Especies registradas en los tipos de vegetación evaluados.

Familia	Especie	Cobertura por tipo de vegetación(cm ²)		
		Bosque de encino	Matorral subtropical	Matorral xerófilo
	<i>Amandinea punctata</i> *	0	0	784
	<i>Pyxine subcinerea</i>	16	108	0
	<i>Sculptolumina japonica</i>	88	0	0
Caliciaceae	<i>Tetramelas chloroleucus</i>	708	0	0
Candelariaceae	<i>Candelaria concolor</i>	0	3788	12664
Chrysotrichaceae	<i>Chrysothrix candelaris</i> *	520	0	0
	<i>Coccocarpia erythroxyli</i>	0	8	0
Coccocarpiaceae	<i>Coccocarpia palmicola</i>	132	92	0
	<i>Collema nigrescens</i> *	0	1764	0
	<i>Collema subflaccidum</i>	128	0	0
	<i>Enchylium conglomeratum</i>	0	1132	0
	<i>Leptogium austroamericanum</i>	728	236	0
	<i>Leptogium chloromelum</i>	256	0	0
	<i>Leptogium joergensenii</i>	360	844	0
	<i>Leptogium milligranum</i>	468	244	0
Collemataceae	<i>Leptogium pseudofurfuraceum</i>	116	0	0
Haematommataceae	<i>Haematomma flexuosum</i>	3032	0	0
	<i>Lecanora albella</i> *	192	0	0
	<i>Lecanora allophana</i>	1576	0	0
	<i>Lecanora caesiorubella</i>	80	0	0
	<i>Lecanora helva</i>	8	0	0
Lecanoraceae	<i>Lecanora horiza</i>	172	0	0
	<i>Ochrolechia andrógina</i> *	84	0	0
Ochrolechiaceae	<i>Ochrolechia mexicana</i>	1844	0	0
	<i>Bulbothrix laevigatula</i> *	0	56	0
Parmeliaceae	<i>Canoparmelia cryptochlorophaea</i>	188	0	0
	<i>Canoparmelia texana</i>	808	0	0

	<i>Flavoparmelia caperata*</i>	36	0	0
	<i>Flavopunctelia darrowi*</i>	0	200	0
	<i>Flavopunctelia flaventior</i>	27088	1384	0
	<i>Flavopunctelia praesignis</i>	11808	0	0
	<i>Flavopunctelia soledica</i>	1764	2180	1900
	<i>Hypotrachyna brevirhiza</i>	316	0	0
	<i>Hypotrachyna horrescens</i>	296	0	0
	<i>Hypotrachyna sublaevigata*</i>	560	0	0
	<i>Parmelina tiliacea*</i>	44	0	0
	<i>Parmelinella salacinifera</i>	0	288	0
	<i>Parmelinella versiformis</i>	172	0	0
	<i>Parmotrema arnoldii</i>	0	64	24
	<i>Parmotrema austrosinense*</i>	20	0	0
	<i>Parmotrema cetratum</i>	84	0	0
	<i>Parmotrema cristiferum*</i>	0	40	0
	<i>Parmotrema grayanum*</i>	16	0	0
	<i>Parmotrema hababianum</i>	164	88	0
	<i>Parmotrema neotropicum*</i>	80	0	0
	<i>Parmotrema paramoreliense</i>	56	0	0
	<i>Parmotrema praesorediosum</i>	0	20	0
	<i>Parmotrema reticulatum</i>	1076	16	0
	<i>Parmotrema subsidiosum</i>	20	144	0
	<i>Parmotrema subtinctorium</i>	1236	0	0
	<i>Parmotrema tinctorum*</i>	32	0	0
	<i>Punctelia caseana</i>	1980	936	0
	<i>Punctelia hypoleucites</i>	2448	656	0
	<i>Punctelia jeckeri</i>	1648	556	0
	<i>Punctelia missouriensis</i>	3476	624	0
	<i>Punctelia perreticulata</i>	4252	300	0
	<i>Punctelia sp.*</i>	236	0	0
	<i>Usnea amblyoclada</i>	188	0	0
	<i>Usnea sp.*</i>	16	0	0
	<i>Usnea strigosa</i>	28	0	0
	<i>Usnea subfusca</i>	24	0	0
	<i>Usnea subscabrosa*</i>	60	0	0
Peltigeraceae	<i>Sticta sp.*</i>	76	0	0
	<i>Lepra ophthalmiza</i>	32	0	0
	<i>Pertusaria leioplaca*</i>	112	0	0
	<i>Pertusaria pustulata</i>	76	0	0
Pertusariaceae	<i>Pertusaria sp.*</i>	12	0	0
	<i>Heterodermia albicans</i>	2960	736	0
Physciaceae	<i>Heterodermia antillarum</i>	2428	368	0
	<i>Heterodermia granulifera</i>	1228	0	0

	<i>Heterodermia isidiophora</i> *	0	36	0
	<i>Heterodermia obscurata</i>	16	0	0
	<i>Heterodermia rugulosa</i>	360	2892	0
	<i>Heterodermia sp.</i> *	4	0	0
	<i>Heterodermia tremulans</i>	0	816	22480
	<i>Heterodermia tropica</i>	64	0	0
	<i>Hyperphyscia aff. pandani</i> *	0	156	0
	<i>Hyperphyscia minor</i>	16	188	32292
	<i>Hyperphyscia syncolla</i>	0	0	9968
	<i>Leucodermia appalachiensis</i> *	116	0	0
	<i>Phaeophyscia hirsuta</i>	0	1776	11724
	<i>Phaeophyscia nashii</i>	0	28576	0
	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	0	172	0
	<i>Phaeophyscia pusilloides</i>	0	1536	0
	<i>Phaeophyscia sonorae</i>	0	7548	0
	<i>Physcia aipolia</i>	0	3884	4256
	<i>Physcia americana</i> *	0	40	0
	<i>Physcia biziana</i>	0	11324	0
	<i>Physcia crispa</i>	0	452	0
	<i>Physcia solediosa</i> *	4	16	0
	<i>Physcia stellaris</i>	0	6356	0
	<i>Physcia undulata</i>	0	0	1956
	<i>Polyblastidium fragilissimum</i>	0	0	40
	<i>Polyblastidium hypoleucum</i>	180	0	0
	<i>Polyblastidium japonicum</i>	324	0	0
	<i>Polyblastidium squamulosum</i> *	208	0	0
	<i>Hertelidea botryosa</i>	0	288	0
Stereocaulaceae	<i>Lepraria sp.</i>	0	4	0
	<i>Athallia pyracea</i>	76	636	0
	<i>Blastenia ferrugínea</i> *	16	0	0
	<i>Caloplaca aff. cerina</i>	0	292	8
	<i>Gyalolechia stipitata</i>	0	112	0
Teloschistaceae	<i>Tayloriellina microphyllina</i>	1644	2280	14768

* Registros nuevos para Aguascalientes

Tabla S3. Valores promedio de las variables ambientales para cada tipo de vegetación y géneros de los hospederos muestreados.

Sitio	pH promedio	Rugosidad promedio	Apertura del dosel	Género de hospedero
Encino 1		6.0	1.35	28.9 <i>Quercus</i>
Encino 2		5.5	1.32	42.8 <i>Quercus</i>
Encino 3		5.9	1.39	28.6 <i>Quercus</i>
Encino 4		5.5	1.24	25.0 <i>Quercus</i>
Encino 5		5.4	1.41	27.8 <i>Quercus</i>
Subtropical 1		5.6	1.12	57.2 <i>Cedrella, Manihot</i>
Subtropical 2		5.6	1.10	33.0 <i>Bursera, Ipomoea, Lysilloma, Manihot</i>
Subtropical 3		5.7	1.15	56.2 <i>Bursera, Karwinskia Lysilloma,</i>
Subtropical 4		5.9	1.18	36.5 <i>Bursera, Ceiba, Ipomoea, Lysilloma, Manihot</i>
Subtropical 5		5.6	1.11	27.8 <i>Ceiba, Lysilloma, Manihot</i>
Xerófilo 1		5.0	1.65	48.9 <i>Prosopis</i>
Xerófilo 2		5.6	1.71	48.4 <i>Prosopis</i>
Xerófilo 3		5.6	1.71	57.3 <i>Prosopis</i>
Xerófilo 4		5.6	1.67	50.0 <i>Prosopis</i>
Xerófilo 5		5.6	1.57	54.5 <i>Prosopis</i>

10.2. ANEXO A2

Portada de la revista Botanical Sciences y artículo publicado en la revista, Volumen 101, Número 2.





MÚLTIPLES REGISTROS NUEVOS DE HONGOS LIQUENIZADOS PARA AGUASCALIENTES, CON LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE DOS ESPECIES ENDÉMICAS DE MÉXICO MULTIPLE NEW RECORDS OF LICHENIZED FUNGI FOR AGUASCALIENTES, WITH THE ASSESSMENT OF THE CONSERVATION STATUS OF TWO ENDEMIC SPECIES OF MEXICO

Diego Simijaca¹, Rosa Emilia Pérez-Pérez², Jaime Escoto-Moreno³, Gilberto Ocampo^{2*}

¹ Centro de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México;

² Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México;

³ Departamento de Biología, Centro de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes, México;

*Author for correspondence: gilberto.ocampo@edu.uag.mx

Resumen

Antecedentes: La diversidad líquénica en el estado de Aguascalientes ha sido históricamente desatendida. Excepto por las investigaciones efectuadas en sus zonas áridas, los demás tipos de vegetación permanecen inexplorados.

Hipótesis: La riqueza de hongos liquenizados registrados para el estado de Aguascalientes aumentará con la exploración y colecta en los tipos de vegetación presentes en el estado. Con esto, se encontrarán especies de interés para la conservación de los ecosistemas, incluyendo especies endémicas de México y/o amenazadas.

Descripción de datos: Hongos liquenizados, tipos de vegetación, sustratos.

Sitio y años de estudio: Estado de Aguascalientes, 2018 a 2021.

Métodos: Revisión e identificación taxonómica de la colección de hongos liquenizados del herbario HUAA. Una vez detectadas las especies endémicas, se calcularon la Extensión de Ocurrencia (EOO) y el Área de ocupación (AOO) para evaluar el estado de conservación según la Lista Roja de la UICN.

Resultados: Se presentaron 162 registros nuevos para el estado de Aguascalientes. *Chrysothrix insulizans* R.C. Harris & Ladd, *Hertelidea botryosa* (Fr.) Kantvilas & Printzen y *Sarcogyne novomexicana* H. Magn., fueron registros nuevos para el país. Los líquenes epifitos y la forma de crecimiento foliosa fueron dominantes. *Parmotrema acutatum* ocupó un EOO = 192,141 km², mientras *Phaeophyscia sonorae* resultó en EOO = 18,285 km².

Conclusiones: El número de especies de hongos liquenizados para el estado de Aguascalientes asciende a 218. Se sugiere la publicación en la Lista Roja de la UICN para *Parmotrema acutatum* Kurok. en la categoría de Menor Preocupación (LC) y *Phaeophyscia sonorae* Essl. como Vulnerable (VU).

Palabras clave: bosque de encino, conservación, especies endémicas, líquenes, matorral subtropical.

Abstract

Background: Lichen diversity in the Mexican state of Aguascalientes has historically been neglected. Lichen species in all vegetation types, except for the arid zones, remain underexplored.

Hypotheses: Lichenized fungi richness reported for Aguascalientes will increase due to exploration and collecting activities in vegetation types other than xerophilous scrubs. This will allow finding species of interest for conservation purposes, including Mexican endemics and/or threatened taxa.

Data description: Lichenized fungi, vegetation types, substrates.

Study site and dates: Mexican state of Aguascalientes, 2018 to 2021.

Methods: Revision and taxonomic identification of lichenized fungi specimens deposited at the HUAA herbarium. Once the endemic species were detected, the Extent of Occurrence (EOO) and the Area of Occupancy (AOO) were calculated to assess their conservation status according to the IUCN Red List.

Results: 162 new records were found for Aguascalientes. *Chrysothrix insulizans* R.C. Harris & Ladd, *Hertelidea botryosa* (Fr.) Kantvilas & Printzen, and *Sarcogyne novomexicana* H. Mag., were new records for the country. The epiphytic substrate and the foliose growth form were dominant. *Parmotrema acutatum* had an EOO = 192,141 km², while *Phaeophyscia sonorae* had a EOO = 18,285 km².

Conclusions: The number of lichenized fungi species recorded for Aguascalientes increased to 218. We suggest publication of *Parmotrema acutatum* Kurok. as Least Concern (LC) and *Phaeophyscia sonorae* Essl. as Vulnerable (VU) in the IUCN Red List.

Keywords: conservation, endemic species, lichens, oak forest, subtropical shrubland.

Este artículo se encuentra bajo los términos de la licencia Creative Commons Attribution License CC BY-NC (4.0) internacional.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>



México cuenta con un enorme capital natural representado en la heterogeneidad de sus ecosistemas y fisiografía (Sarukhán *et al.* 2009). El reconocimiento como país megadiverso se debe a que está entre los cinco primeros lugares con mayor riqueza de especies de reptiles (804 especies), mamíferos (535) y plantas vasculares (23,424) que contribuyen con el ca. 10% de la diversidad global para estos grupos (Mittermeier *et al.* 1997). La gran complejidad fisiográfica e intrincada historia geológica y climática de México, hacen de los sistemas montañosos como la Sierra Madre Occidental y la Faja Volcánica Transmexicana algunos de los sitios con mayor riqueza de especies y mayor cantidad de endemismos en el mundo (Ramamoorthy *et al.* 1993, CONABIO 2008).

Para México, se conocen entre 6,500 y 7,600 especies de hongos (Guzmán 1998, Hawksworth 2001, Aguirre-Acosta *et al.* 2014, Gaya *et al.* 2021) y se reconocen 2,722 especies de hongos liquenizados (Herrera-Campos *et al.* 2014), cuyo estudio se ha visibilizado en las últimas cinco décadas (Lücking 2020). Dentro de las publicaciones sobre hongos liquenizados destacan algunos listados recopilatorios de la diversidad (Brizuela & Guzmán 1971, Dávalos de Guzmán *et al.* 1972, Ryan *et al.* 1996, 2000), la serie que documenta la flora líquénica del desierto de Sonora (Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007), registros de líquenes foliícolas (Herrera-Campos & Lücking 2002, 2003, Herrera-Campos *et al.* 2004, 2005) y tratados taxonómicos para el género *Usnea* (Clerc & Herrera-Campos 1997, Herrera-Campos *et al.* 1998, 2001). Estos, junto con algunas listas locales (Álvarez & Guzmán-Dávalos 1988, Sipman 1998, Puy-Alquiza *et al.* 2018) y la descripción de varias especies (Lumbsch *et al.* 2011, Bárcenas-Peña *et al.* 2014), conforman la lista de especies catalogadas por Herrera-Campos *et al.* (2014). Después de este trabajo, se pueden encontrar algunas contribuciones importantes al conocimiento de los hongos liquenizados, como la revisión de la familia Parmeliaceae que actualiza los registros y la distribución de las especies presentes en México (Herrera-Campos *et al.* 2016). Más adelante se da a conocer la publicación de especies nuevas dentro de los géneros *Cora* (Lücking *et al.* 2016, Moncada *et al.* 2019), *Gymnographopsis*, *Redonographa* (Miranda-González *et al.* 2020) y *Alyxoria* (Ertz *et al.* 2020) a partir de material recolectado en diferentes estados del país.

Las publicaciones relacionadas con los líquenes en territorio mexicano ponen en evidencia el interés de investigadores nacionales y extranjeros en este grupo de hongos (Lücking 2020). Sin embargo, la mayoría de estas investigaciones se llevan a cabo en los extremos norte y sur del país, relegando el conocimiento de los líquenes de la región central y de estados como Aguascalientes. En este último, se tienen al momento 56 especies registradas exclusivamente para las zonas áridas (Miguel-Vázquez *et al.* 2021).

Aguascalientes cuenta con diversos tipos de vegetación que derivan de su posición geográfica, su orografía y el encuentro de tres regiones biogeográficas (Siqueiros-Delgado *et al.* 2016). Dentro de la diversidad que alberga, se reportan 90 especies de herpetofauna (Carbajal-Márquez & Quintero-Díaz 2016), 1,716 especies de angiospermas y 15 especies de gimnospermas (J. Martínez com. pers.), además de 372 especies de macrohongos (Pardavé-Díaz *et al.* 2007). En el caso de los hongos liquenizados, además de las 56 especies registradas en zonas áridas (Miguel-Vázquez *et al.* 2021), se tiene registrada a *Flavopunctelia floventior* en bosques de pino-encino (Álvarez & Guzmán-Dávalos 2009).

Si bien documentar la biodiversidad local es un ejercicio que se ha relegado y subestimado, la elaboración de listados locales permite el reconocimiento de especies raras, crípticas e incluso especies nuevas para la ciencia (Löhmus *et al.* 2013, Lücking *et al.* 2020). Además, esta actividad establece el conocimiento base de la diversidad de un territorio, recoge la información sobre la distribución de las especies (Miguel-Vázquez *et al.* 2021) y facilita la aplicación de ejercicios de evaluación del estado de conservación de las especies (Allen *et al.* 2019); como resultado, esta información impacta en la formulación de políticas públicas y la toma de decisiones respecto a las figuras de conservación.

La elaboración de políticas públicas que involucren la conservación de hongos liquenizados es una necesidad crítica en países megadiversos como México (Valenzuela 2014), el cual cuenta con 2,722 especies de estos organismos y de ellas apenas un 0.5 % (12) tiene una evaluación de su estado de conservación de acuerdo con la Lista Roja (IUCN 2022a); esto se vuelve crítico cuando se reconoce que 115 de estas especies son endémicas (Herrera-Campos *et al.* 2014, 2016). Atendiendo a este panorama y dadas las condiciones que enfrentan todos los ecosistemas del país (fragmentación, cambio de uso de suelo), estos valores son susceptibles al cambio, así como también la riqueza

Líquenes de Aguascalientes

liquénica reportada para el estado y para México. Por lo anterior, es necesario documentar la biota liquénica de Aguascalientes y en este trabajo se plantearon los siguientes objetivos: a) actualizar el listado de especies de hongos liquenizados para el estado de Aguascalientes, b) describir la estructura de la biota liquénica de Aguascalientes respecto a sus formas de crecimiento y los sustratos que ocupa y c) evaluar el estado de conservación de las especies endémicas de México registradas en la actualización del listado estatal.

Materiales y Métodos

Área de estudio. Se estudiaron los ejemplares colectados dentro del estado de Aguascalientes, el cual limita con los estados de Jalisco y Zacatecas. La fisiografía de Aguascalientes es el resultado de la convergencia de tres regiones biogeográficas (Sierra Madre Occidental, Mesa Central y Eje Neovolcánico), que hacen del territorio un entramado de planicies y colinas bajas (Martínez-Calderón *et al.* 2017). En Aguascalientes se presenta un clima semiseco a templado, con una temperatura media anual entre los 16 y 18 °C, con una precipitación que oscila entre los 400 mm y 800 mm anuales (CONABIO *et al.* 2008). Para la clasificación de la vegetación del estado, se siguió el esquema de uso del suelo y vegetación propuesto por el INEGI (2017).

Identificación taxonómica. Se revisó la colección de líquenes del herbario de la Universidad Autónoma de Aguascalientes (HUAA), incluyendo los 156 ejemplares previamente registrados por Miguel-Vázquez *et al.* (2021). Se estudiaron 849 ejemplares recolectados desde el 2018 hasta el 2021 en el estado. El proceso de identificación requirió el uso de herramientas de microscopía (Leica EZ400, Leica DM 100) para la observación de las estructuras morfológicas como esporas e himenio, así como la anatomía de los apotecios (largo y ancho del epihimenio, himenio, hipotecio), entre otras características. También se requirió de la aplicación de las pruebas químicas convencionales (K, C, P, I) y la exposición a la luz UV (Brodo *et al.* 2001). Se consultaron claves taxonómicas especializadas para géneros y especies (Nash III *et al.* 2002, 2004, Bungartz & Nash 2004, Amtoft *et al.* 2008, Mongkolsuk *et al.* 2015, Brodo *et al.* 2016, Kitaura *et al.* 2019). Para *Heterodermia* se usaron las claves de Mongkolsuk *et al.* (2015) y de Souza *et al.* (2022), en conjunto con la diferenciación de los cristales de ácido salazínico y ácido norstictico. En este caso, se efectuó la extracción de una porción de la médula del talo liquénico y se colocó en un portaobjetos; a ésta se le aplicó una gota de KOH que produce la cristalización de los ácidos, cuya forma es observada con el uso de microscopio. En el caso de los géneros y especies de Parmeliaceae se usó la revisión de la familia para México (Herrera-Campos *et al.* 2016). La nomenclatura de las especies se verificó de acuerdo con el Consorcio de Herbarios de líquenes de Norteamérica (CNALH 2022) y las bases de datos convencionales para la revisión de nomenclatura micológica, como MycoBank (Robert *et al.* 2005) e Index Fungorum (Index Fungorum 2022).

Riqueza y descripción de la biota liquénica. Para identificar el estado de la exploración de los municipios de Aguascalientes, se tabuló la información de la localización de cada ejemplar. Asimismo, para reconocer tendencias en la estructura de la biota liquénica del estado, se estableció la riqueza de cada sustrato y forma de crecimiento (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). En este estudio, las especies con forma de crecimiento gelatinoso se separaron de los líquenes foliosos y se consideraron como una forma de crecimiento distinta; de igual manera, la forma de crecimiento escuamulosa se tomó en cuenta de acuerdo con la descripción de Ryan *et al.* (2002).

Evaluación del estado de conservación. Para conocer las especies endémicas de México, así como aquellas cuyo estado de conservación ya ha sido evaluado, se consultó la distribución de las especies identificadas y se contrastó con las bases de datos disponibles en línea (CNALH 2022, GBIF 2022, IUCN 2022a), buscando coincidencias en los registros y aquellos que presentaran datos de georreferencia confiables o registros de herbario que validaran la colección del ejemplar (se descartaron aquellos registros que corresponden a observaciones sin colección). Una vez que se detectaron las especies endémicas, se procedió a la verificación y estandarización de las georreferencias (IUCN

2022b). Se calculó la Extensión de Ocurrencia (EOO), que corresponde a el perímetro contenido dentro del límite imaginario continuo y más corto que se puede trazar para abarcar todos los sitios conocidos de la distribución de un taxón (IUCN 2022b) y está representada por el perímetro del polígono que forman los puntos más externos, y el Área de Ocupación (AOO), que corresponde al espacio óptimo del hábitat que es ocupado por un taxón (IUCN 2022b) y está representada por la suma de las cuadrículas asignadas a cada punto individual (2 km²); los cálculos se llevaron a cabo con el uso del paquete ConR (Dauby *et al.* 2017). Los puntos y polígonos obtenidos fueron sobrepuestos con capas de las áreas protegidas de México (Protected Planet 2022) y los mapas base del territorio y los hábitats de las especies fueron visualizados en el programa QGIS (QGIS Development Team 2016). La evaluación del estado de conservación se hizo considerando los criterios establecidos por la IUCN, especialmente los criterios B y D, que se basan en el rango de distribución de las especies y la calidad de los hábitats ocupados por las subpoblaciones (Ravera *et al.* 2016). Se mencionan datos morfológicos que describieran a las especies evaluadas, de acuerdo con el formato de información de la Lista Roja de especies (IUCN 2022a).

Resultados

Diversidad de hongos liqueñizados del estado de Aguascalientes. Se identificaron 218 especies pertenecientes a 82 géneros y 31 familias. La familia con mayor número de especies fue Parmeliaceae (54), seguida por Physciaceae (37), Collemataceae (16), Teloschistaceae (12) y Verrucariaceae (12) ([Material suplementario, Tabla S1](#)). Del mismo modo, *Parmotrema* (15), *Xanthoparmelia* (12), *Heterodermia* (12), *Leptogium* (9) y *Physcia* (9) fueron los géneros con mayor cantidad de especies. Por otro lado, *Phaeophyscia nashii* fue la especie encontrada con mayor frecuencia (43 registros), seguida por *Flavoparmotelia soredica* (32).

En este trabajo se reconocen 162 registros nuevos para el estado de Aguascalientes, de los cuales tres son además registros nuevos para México. Estos últimos corresponden a *Chrysothrix insulizans* (Chrysotricaceae), *Hertelidea botryosa* (Stereocaulaceae) y *Sarcogyne novomexicana* (Acarosporaceae) ([Figura 1; Material suplementario, Tabla S2](#)). Después de revisar la distribución de las especies registradas para Aguascalientes, se identificaron *Parmotrema acutatum* y *Phaeophyscia sonoreae* como especies endémicas del país, presentes en los ecosistemas de Aguascalientes (Tabla S1).

La distribución de las especies en diferentes sustratos mostró un mayor número de taxones epífitos (106 especies), seguido por los líquenes saxícolas (105) y terrícolas (27) (Tabla S1). *Coccocarpia palmicola* se identificó para los tres sustratos registrados, mientras que otras 16 especies compartieron los sustratos corteza y roca (*Candelaria concolor*, *Leptogium joergenseni*, *Phaeophyscia hirsuta*; Tabla S1). La familia Cladoniaceae dominó los sustratos de suelo, agrupando el 35.7 % de las especies, seguida por Liehinaceae, Psoraceae y Verrucariaceae, cada una con 10.7 %. Parmeliaceae y Physciaceae dominaron los demás sustratos ([Figura 2](#)).

Por otro lado, 105 especies presentaron crecimiento folioso y se observó la dominancia de esta forma de crecimiento en los líquenes epífitos, agrupando el 63 % de las especies, pero presentándose también en los demás sustratos ([Figura 3](#)). Las especies con forma de crecimiento gelatinoso (19) representaron menos del 12 % de cada sustrato, en tanto que las especies escumulosas (17) fueron registradas en su totalidad sobre suelo. Los líquenes costrosos presentaron 58 especies y pese a que se encontraron en los tres sustratos evaluados, estuvieron mejor representados en el sustrato rocoso, con el 36.2 % de las especies. Por su parte, las especies dimórficas (10) se registraron exclusivamente sobre suelo y representaron 37 % de las especies de este sustrato. Finalmente, las especies frutícolas (9) estuvieron representadas por líquenes epífitos y saxícolas.

La revisión de los ejemplares de herbario reveló la existencia de 25 sitios dentro del estado en donde se han colectado hongos liqueñizados ([Figura 4](#)). Nueve municipios cuentan con recolectas de líquenes, en donde Calvillo resultó ser el mejor explorado y el más diverso con 113 especies (396 registros), seguido por San José de Gracia con 93 especies (210 registros) y Jesús María con 52 especies (90 ejemplares). Los demás municipios, en conjunto, acumulan el 52 % de las especies restantes, pero cada uno agrupa menos de 37 especies ([Figura 5](#)). En los municipios de Pabellón de Arteaga y San Francisco de los Romo, hasta el momento, no se ha hecho ningún muestreo de la comunidad líquénica (Tabla S2).

Líquenes de Aguascalientes

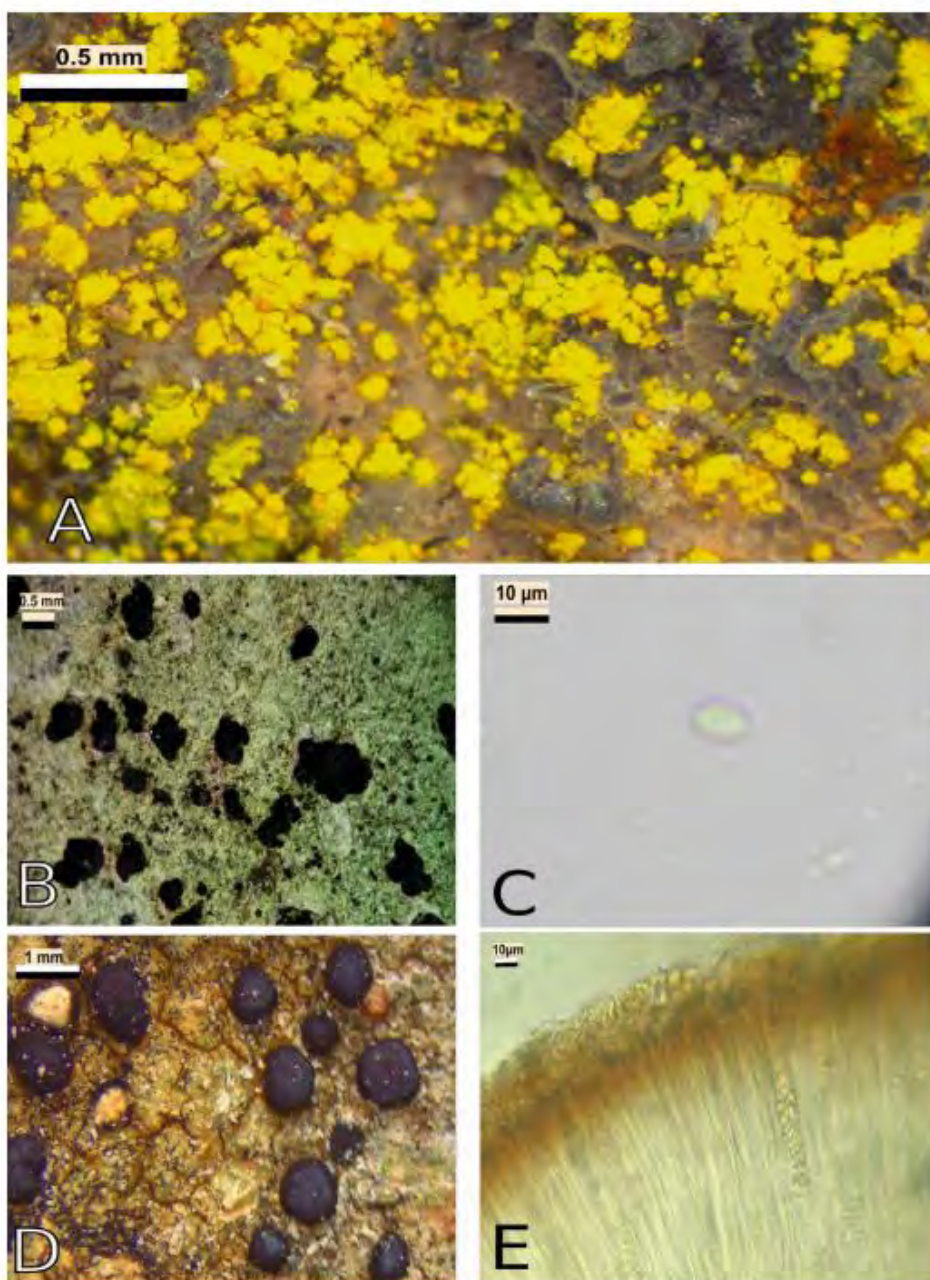


Figura 1. Características morfológicas de las especies que son registros nuevos para México. A) *Chrysothrix insulizans*, talo costroso amarillo sobre sustratos rocoso; B) *Herthelidea botryosa*, talo costroso con apotecios; C) *Herthelidea botryosa*, espora hialina y elipsoide; D) *Sarcogyne novomexicana*, talo costroso con apotecios; E) *Sarcogyne novomexicana*, himenio con esporas hialinas y elipsoides.

Simijaca *et al.* / Botanical Sciences 101 (2): 544-559. 2023

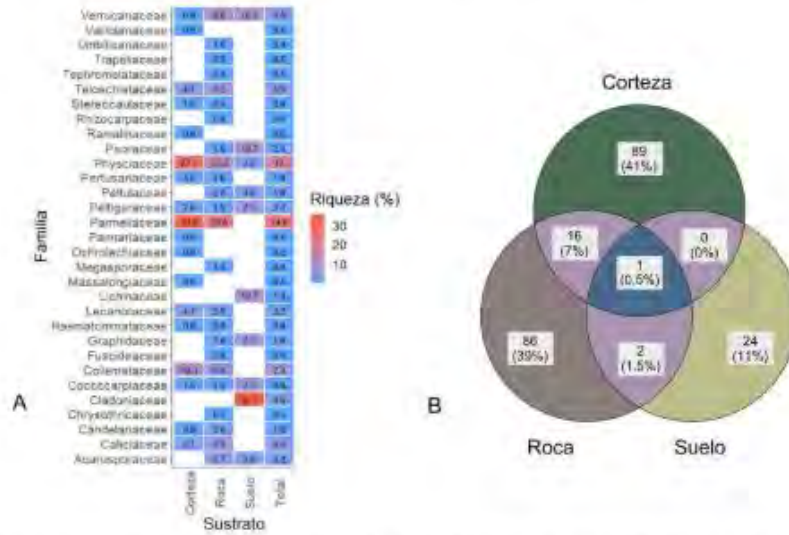


Figura 2. Riqueza de especies por sustrato. A) Riqueza relativa de cada familia agrupada por sustrato; B) Especies exclusivas y compartidas por los sustratos.

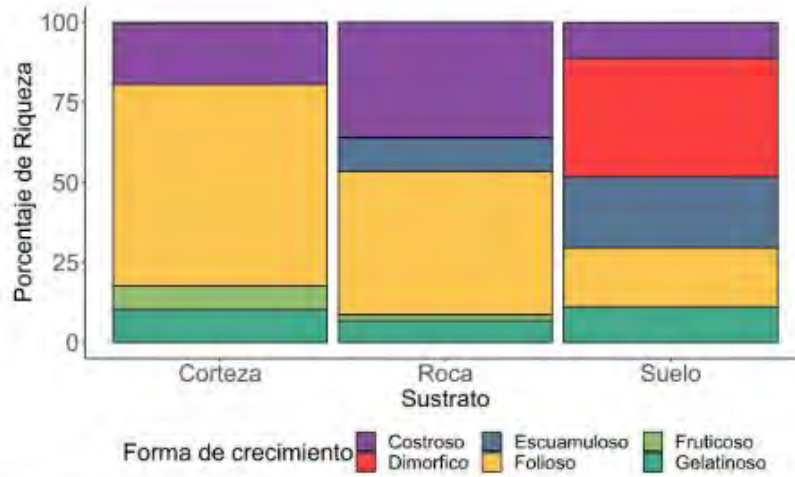


Figura 3. Riqueza relativa de especies por forma de crecimiento y sustrato.

Líquenes de Aguascalientes

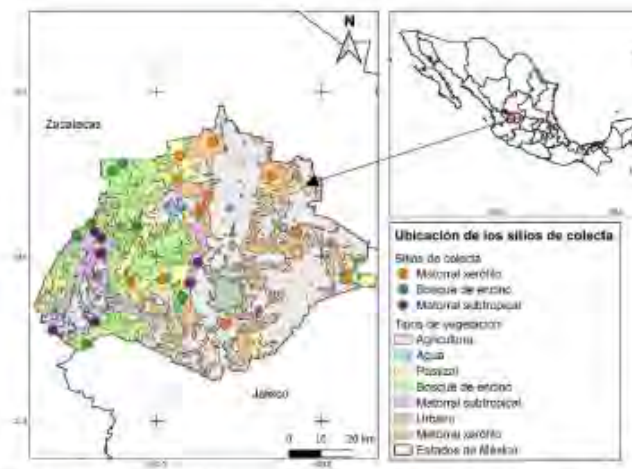


Figura 4. Localización de sitios de colecta en el estado de Aguascalientes y los tipos de vegetación registrados.

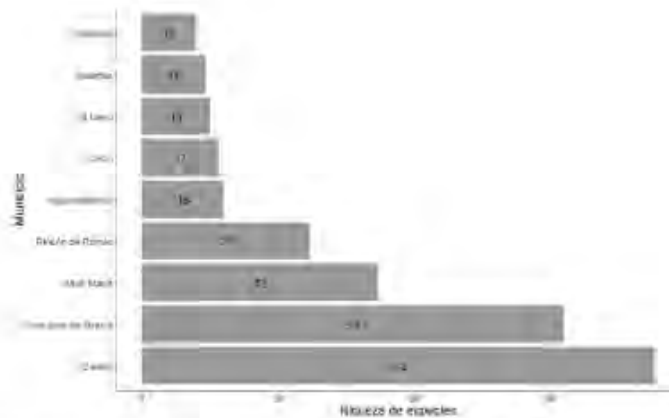


Figura 5. Riqueza de especies de hongos líquenizados por municipio del estado de Aguascalientes.

Estado de conservación para las especies endémicas de México registradas en Aguascalientes. Parmotrema acutatatum Kurok.- Talo caracteriza por estar levemente adherido al sustrato y presentar lóbulos irregularmente divididos; generalmente presenta una superficie superior lustrosa, maculada y de color grisáceo, usualmente con apotecios. Apotecios sésiles a subestipitados, margen del mismo color que el talo y disco de color marrón a anaranjado; no presenta estructuras de reproducción asexual; superficie inferior negra con ricinas abundantes. La corteza superior contiene atranorina y chloratranirina (K+ amarillo), mientras la médula presenta ácido salazínico y consalazínico (K+ rojo (cristales en forma de X); P+ anaranjado). Esta especie se encontró frecuentemente en los bosques de encino (*Quercus* spp.) de Aguascalientes y presentó algunos registros en áreas naturales protegidas (ANPs) como la Sierra Fria y la Sierra del

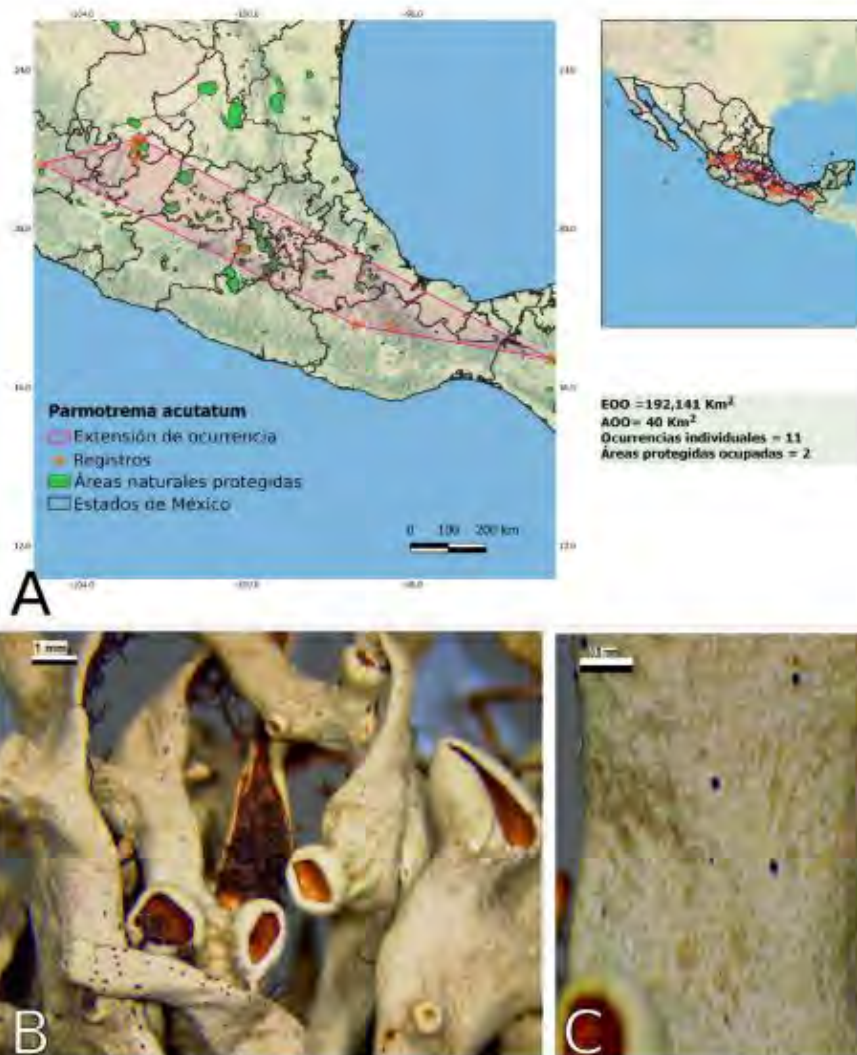


Figura 6. Evaluación del estado de conservación para *Parmotrema acutatum*. A) extensión de ocurrencia y área de ocupación para la especie; B) superficie superior e inferior de *P. acutatum*; C) detalle de la superficie superior con abundantes máculas.

Laurel. Fuera del estado, la especie se conoce de Jalisco, Nayarit, Oaxaca y Estado de México, en donde se presenta en bosques de pino y encino (Herrera-Campos *et al.* 2016), sobre los cuales las principales amenazas son la construcción de vías de transporte y los cambios en el uso del suelo. El EOO = 192,141 km² y AOO = 40 km² (Figura 6) permiten proponer a esta especie dentro de la categoría de Preocupación Menor (LC), teniendo en cuenta su distribución amplia en el territorio mexicano y su presencia en áreas naturales protegidas.

Phaeophyscia sonora Essl.- Talo caracterizado por estar postrado y fuertemente adherido al sustrato. Lóbulos irregularmente divididos arreglados en una disposición orbicular. Superficie superior opaca, grisácea y cubierta por una capa epinecral semejante a pruina. Apotecios generalmente abundantes, con márgenes del mismo color del talo, disco oscuro, estructuras de reproducción asexual ausentes. Superficie inferior de color blanco y con ricinas del

Líquenes de Aguascalientes

mismo color. Las reacciones químicas fueron negativas tanto en la corteza superior como en la médula. Esta especie solo se había registrado para el estado de Sonora en matorral espinoso (Nash III *et al.* 2004); en Aguascalientes, se registró en los remanentes de selva baja caducifolia y matorral subtropical al suroeste del estado. El EOO = 18,285 km² y AOO = 16 km² (Figura 7) permiten proponer a la especie dentro de la categoría de Vulnerable (VU) de acuerdo con los criterios B1+2ab (iii), los cuales se relacionan con la disminución en la calidad del hábitat y el número de localidades o subpoblaciones reportadas. En Aguascalientes, sus principales amenazas se relacionan con la reducción de la calidad de hábitat debido a la ampliación de la frontera agrícola y de las áreas de recreación y turismo; para el estado de Sonora, sus amenazas están asociadas a la incidencia de vías de transporte terrestre. Esta categorización se justifica teniendo en cuenta su número reducido de localidades (registros con AOO muy distantes) y su área de ocupación. Sin embargo, si se tiene en cuenta el registro reciente de esta especie en Corea del Sur, se modificaría el EOO (153,887.1 km²) y AOO (20 km²) de la especie, lo cual refuerza la propuesta de considerarla dentro de la categoría de vulnerable. Esta categoría se mantendría teniendo en cuenta el número bajo de localidades y el valor de AOO.

Adicionalmente, entre las especies identificadas para el estado de Aguascalientes, se registró a *Punctelia caseana* Lendemer & Hodk. que ha sido previamente publicada en la Lista Roja de la UICN en la categoría de Preocupación Menor (LC). Esta categoría deriva de su distribución amplia en México y Estados Unidos.



Figura 7. Evaluación estado de conservación para *Phaeophyscia sonorensis*. A) extensión de ocurrencia y área de ocupación para la especie; B) superficie superior de *P. sonorensis*; C) detalle de la superficie superior con abundante capa epinecral.

Discusión

Este trabajo establece una perspectiva actualizada del conocimiento de la biota líquénica para el estado de Aguascalientes y sus diferentes tipos de vegetación, al adicionar 162 registros nuevos para el estado. Además, la revisión de ejemplares ya reportados por Miguel-Vázquez *et al.* (2021), permitió identificar a nivel de especie material que se encontraba determinado solamente a nivel de género: *Acarospora strigata* (Martínez-Durón A. 246), *Candelina mexicana* (Ocampo G. 2384), *Heterodermia albicans* (Miguel-Vázquez M. 785), *Leptogium austroamericanum* (Miguel-Vázquez M. 814), *Parmotrema cetratum* (Miguel-Vázquez M. 886), *Parmotrema hypoleucinum* (Miguel-Vázquez M. 807), *Polycauliona impolita* (Martínez-Durón A. 135), *Psorula rufonigra* (Miguel-Vázquez M. 889) y *Xanthoparmelia moctezumensis* (Miguel-Vázquez M. 807). Asimismo, se corrige la determinación y se cambian los nombres a *Flavopunctelia soledica* (Ocampo G. 2385, 2394), *Leptogium joregensis* (Simijaca D. 2095) y *Phaeophyscia nashii* (Martínez-Durón A. 219a) a las muestras identificadas previamente como *Leptogium denticulatum*, *Parmotrema austrosinense* y *Physciella chloanta* por Miguel-Vázquez *et al.* (2021), con lo cual se descarta la presencia de dichas especies en el estado de Aguascalientes.

Parmeliaceae y Physciaceae destacan como las familias de mayor riqueza a nivel nacional (Herrera-Campos *et al.* 2014, Córdova-Chávez *et al.* 2016, León-González & Pérez-Pérez 2020). Los líquenes de Aguascalientes siguen la misma tendencia, ya que estas dos familias en conjunto acumulan el 42 % de las especies del listado. Este número aumentó con respecto al reportado por Miguel-Vázquez *et al.* (2021), como resultado de la inclusión de los dos tipos de vegetación adicionales que ofrecen sustratos como *Bursera fagaroides* (Kunth) Engl. (Burseraceae), *Ipomoea murucoides* Roem. & Schult. (Convolvulaceae) y *Manihot caudata* Greenm. (Euphorbiaceae) en el matorral subtropical, además de *Quercus* spp. y algunas coníferas en los bosques de encino.

La inclusión de dos tipos de vegetación adicionales provocó un aumento sustancial en el conocimiento de la riqueza de los sustratos y las formas de crecimiento. En general, las especies epifitas y la forma de crecimiento foliosa mostraron la mayor riqueza. Sin embargo, al discriminar las formas de crecimiento por tipo de sustrato, se observa la dominancia de los talos dimórficos en el suelo y una mejor representación de los talos costrosos sobre las rocas. Estas diferencias en la riqueza pueden relacionarse con la respuesta de los líquenes ante los cambios en las características del sustrato (Giordani *et al.* 2014), pues se reconoce la presencia de estrategias adaptativas de los líquenes costrosos ante los cambios de humedad y escorrentía en diversos ecosistemas (Lakatos *et al.* 2006). Las variaciones en la riqueza de las formas fruticosas y dimórficas pueden asociarse no solo con el sustrato, sino con los estados de sucesión o perturbación de los sitios de muestreo; autores como Koch *et al.* (2013) y Benítez *et al.* (2018) encuentran una fuerte relación entre las formas de crecimiento presentes y eventos de disturbio. Aunque en Aguascalientes no se ha estudiado puntualmente el efecto de la perturbación y sucesión en las comunidades líquénicas, este trabajo representa un marco de referencia para el desarrollo de estudios ecológicos que exploren la afinidad de las comunidades líquénicas por determinados tipos de vegetación, así como la influencia de las variables ambientales en la composición líquénica de cada tipo de vegetación (Simijaca *et al.* datos inéditos).

De acuerdo con Herrera-Campos *et al.* (2014), la región centro-norte de México es la menos conocida en cuanto al estudio de la diversidad líquénica; no obstante, algunos estudios han permitido el enriquecimiento de los listados estatales en esta región e incluso aportaron registros de líquenes nuevos a nivel nacional (Puy-Alquiza *et al.* 2018, Miguel-Vázquez *et al.* 2021). Con la actualización del listado para Aguascalientes, se reportan ahora 218 especies, lo cual disminuye la brecha en cuanto a la exploración de la región centro-norte y de Aguascalientes. También, se brinda información a investigadores y tomadores de decisiones para el establecimiento de políticas públicas que fortalezcan las áreas prioritarias para la conservación del estado que alberguen diversas especies de líquenes.

México cuenta con más de 180 ANPs (CONANP 2022) y se reconocen categorías de amenaza para cerca de 11,620 especies de plantas, animales y hongos (IUCN 2022a). Adicionalmente, existen programas e investigaciones que hacen seguimiento de algunas especies amenazadas (García-Morales *et al.* 2014, Meza-Parral & Pineda 2015), lo que permite una vigilancia y regulación constantes. Sin embargo, los líquenes son elementos escasamente considerados dentro de las estrategias de protección (Allen *et al.* 2019); estos cuentan solo con 12 especies con un estado

Líquenes de Aguascalientes

de conservación reportado, por lo que su desconocimiento los hace propensos a impactos negativos, como el uso no regulado de las especies de hongos liquenizados (Guzmán-Guillermo *et al.* 2019). En este trabajo, se presenta la evaluación de *Parmotrema acutatatum* (Preocupación menor-LC) y *Phaeophyscia sonorae* (Vulnerable-VU) mediante el uso del criterio B para la categorización de especies amenazadas (IUCN), la cual se relaciona con la distribución geográfica y el estado de las poblaciones de cada especie. Además, se alienta a que se efectúen ejercicios de evaluación posteriores y basados en monitoreo, que permitan visibilizar a los líquenes y reconocerlos como elementos susceptibles de inclusión en la formulación de políticas públicas.

Con respecto a la categoría sugerida para *Phaeophyscia sonorae*, es pertinente evaluar el registro existente para el municipio de Hamyang, provincia de Gyeongsangnam, en Corea del Sur (Wang *et al.* 100376; 35.605 N, 127.660 E; espécimen depositado en el herbario del Korean Lichen Research Institute, Sunchon National University) y la información asociada al mismo. Liu & Hur (2019) ofrecen una descripción morfológica que coincide con la especie, pero no se ofrece material adicional (fotografías, secuencias de ADN) que permita una comparación más precisa. Adicionalmente, se observa disparidad en el tipo de ecosistema en el que se presenta la especie, pues mientras en Corea del Sur está asociada a bosques de *Quercus*, en México está registrada en matorrales espinosos y subtropicales (Nash III *et al.* 2004 y este estudio), sobre árboles de *Acacia* y *Manihot*. Una posibilidad es que el registro de Corea del Sur sea una especie críptica, para cuya diferenciación se requiere un análisis más detallado y el uso de herramientas de biología molecular (Lücking *et al.* 2021). De hecho, el género *Strigula s.l.* es un ejemplo de especies crípticas presentes en el trópico asiático y el neotrópico (Jiang *et al.* 2022). Aún con la posibilidad de que se trate de especies distintas, los registros de *Phaeophyscia sonorae* (incluyendo el registro de Corea del Sur) pueden considerarse dentro de la categoría Vulnerable (VU) a nivel global. Lo anterior está apoyado por la separación de sus subpoblaciones y el número bajo de localidades (Criterio D), así como el AOO de 20 km² (Criterio B2a). No obstante, en un sentido más estricto y teniendo en cuenta la ausencia de información del tamaño de las poblaciones y su variación en el tiempo (Criterios A y C), también puede considerarse la categoría de Información deficiente (DD), a través de la cual se puede promover la búsqueda de información y el monitoreo de las poblaciones conocidas.

Finalmente, teniendo en cuenta las dificultades para reconocer “individuos” en los talos liquénicos, se concuerda con lo sugerido por Ravera *et al.* (2016), quienes reconocen que se debe ser flexible al superponer la información disponible en la aplicación de los diferentes criterios (A, C y D) para adaptarlos al contexto de las especies liquénicas. Por ejemplo, se pueden utilizar los sustratos (árboles, rocas) como unidades para contar los individuos en cada población.

A través de los listados y de ejemplares herborizados, es posible establecer un marco histórico de la distribución de las especies y detectar impactos persistentes en las poblaciones (Allen *et al.* 2019). Publicar inventarios hace disponible la información de la distribución de las especies en repositorios y bases de datos (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). Esto facilita la estandarización e inclusión de dicha información para su uso en los ejercicios de categorización, como el mostrado con *Parmotrema acutatatum* y *Phaeophyscia sonorae* o algunos otros con impacto nacional y global, como *Punctelia caseana* (Ravera *et al.* 2016, Dietrich *et al.* 2000, IUCN 2022b).

La actualización de la taxonomía de las especies es un aspecto crítico para la evaluación del estado de conservación. Por ejemplo, las investigaciones para desentramar algunos complejos de especies en los géneros *Cora* (Lücking *et al.* 2016) y *Lobariella* (Moncada *et al.* 2013), han contribuido al desarrollo de listas rojas locales (Gaya *et al.* 2021, IAVH 2019) y al reconocimiento de la amenaza crítica sobre *Cora timucua* (Lücking *et al.* 2020). En México, además de *Parmotrema acutatatum* y *Phaeophyscia sonorae*, se cuenta con más de 100 especies endémicas de líquenes, entre de las cuales *Cora benitoana* y *Cora buapana* carecen de evaluaciones del estado de conservación debido a su hallazgo reciente (Moncada *et al.* 2019). Lo anterior realza la importancia de continuar con estudios taxonómicos para elaborar listas locales, estatales y nacionales de especies que permitan completar registros, verificar vacíos y deficiencias en la identificación de colecciones científicas. Con ello, se podrán promover los ejercicios de categorización que tengan un impacto positivo en la formulación de estrategias y políticas públicas de protección de los hongos liquenizados.

Agradecimientos

A Julio Martínez por el apoyo logístico en las actividades desarrolladas en el Herbario HUAA. A Rocio González por facilitar el espacio del Laboratorio de Docencia de Biología de la Universidad Autónoma de Aguascalientes para la aplicación de las pruebas químicas. A Fernanda Chávez Samayoa por el apoyo en las colecciones de campo durante 2020 y 2021. Al Dr. Frank Bungartz por la corroboración de la identidad de *Phaeophyscia sonorae*. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el otorgamiento de la Beca Nacional 762521 para el primer autor y al Centro de Ciencias Básicas y Doctorado en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Aguascalientes por facilitar los espacios logísticos y académicos para el desarrollo de esta investigación. A tres revisores anónimos por sus comentarios acertados, los cuales mejoraron de manera sustancial el manuscrito.

Material suplementario

El material suplementario puede consultarse aquí: <https://doi.org/10.17129/botsci.3179>

Literatura citada

Aguirre-Acosta E, Ulloa M, Aguilar S, Cifuentes J, Valenzuela R. 2014. Biodiversity of fungi in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **85**: 76-81. <https://doi.org/10.7550/rmb.33649>

Allen JL, McMullin RT, Tripp EA, Lendemer JC. 2019. Lichen conservation in North America: a review of current practices and research in Canada and the United States. *Biodiversity and Conservation* **28**: 3103-3138. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01827-3>

Álvarez I, Guzmán-Dávalos L. 1988. Nuevos registros de líquenes de Jalisco. *Revista Mexicana de Micología* **4**: 89-96.

Álvarez I, Guzmán-Dávalos L. 2009. *Flavopunctelia* y *Punctelia* (Ascomycetes liquenzados) de Nueva Galicia, México. *Revista Mexicana de Micología* **29**: 15-29.

Amtoft A, Lutzoni F, Miadlikowska J. 2008. *Dermatocarpon* (Verrucariaceae) in the Ozark Highlands, North America. *The Bryologist* **111**: 1-40. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2008\)111\[1-DVITOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2008)111[1-DVITOH]2.0.CO;2)

Bárceñas-Peña A, Lücking R, Miranda-González R, Herrera-Campos MA. 2014. Three new species of *Graphis* (Ascomycota: Ostropales: Graphidaceae) from Mexico, with updates to taxonomic key entries for 41 species described between 2009 and 2013. *The Lichenologist* **46**: 69-82. <https://doi.org/10.1017/S0024282913000637>

Benítez A, Aragón G, González Y, Prieto M. 2018. Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. *Ecological Indicators* **86**: 18-26. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.021>

Brizuela F, Guzmán G. 1971. Estudios sobre los líquenes de México, II. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Micología* **5**: 79-103.

Brodo IM, Sharnoff SD, Sharnoff S. 2001. *Lichens of North America*. New Haven-Connecticut, United States: Yale University Press. ISBN: 978-0-300-08249-4

Brodo I, Sharnoff SD, Sharnoff S. 2016. *Keys to lichens of North America: revised and expanded*. New Haven and London: Yale University Press. ISBN: 978-0-300-19573-6

Bungartz F, Nash TH. 2004. The *Buellia aethulea*-group in the Greater Sonoran Desert Region with reference to similar species in North America. *The Bryologist* **107**: 441-458.

Carbajal-Márquez R, Quintero-Díaz G. 2016. The Herpetofauna of Aguascalientes, Mexico. *Revista Mexicana de Herpetología* **2**: 1-30.

Clerc P, Herrera-Campos MA. 1997. Saxicolous Species of *Usnea* Subgenus *Usnea* (Lichenized Ascomycetes) in North America. *The Bryologist* **100**: 281-301. <https://doi.org/10.2307/3244499>

CNALH. 2022. Consortium of North American Lichen Herbaria. <https://lichenportal.org/cnalh/index.php> (accessed February 22, 2022)

Líquenes de Aguascalientes

- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 2008. *Capital natural de México. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO, IMAE [Instituto del Medio Ambiente del Estado, Aguascalientes], UAA [Universidad Autónoma de Aguascalientes]. 2008. *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. Aguascalientes, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2022. *Buscador de Datos por Área Natural Protegida*. <http://sig.conanp.gob.mx/web/site/pagsig/> (accessed February 22, 2022)
- Córdova-Chávez O, Castillo-Campos G, Pérez-Pérez RE, García-Franco JG, Cáceres M. 2016. Alpha diversity of lichens associated with *Quercus laurina* in a Mountain Cloud Forest at Cofre de Perote eastern slope (La Cortadura), Veracruz, Mexico. *Cryptogamie, Mycologie* 37: 193-204. <https://doi.org/10.7872/crym/v37.iss2.2016.193>
- Dauby G, Stofar T, Droissart V, Cosiaux A, Deblauwe V, Simo-Droissart M, Sosef MSM, Lowry PP, Schatz GE, Gereau RE. 2017. ConR: An R package to assist large-scale multispecies preliminary conservation assessments using distribution data. *Ecology and Evolution* 7: 11292-11303. <https://doi.org/10.1002/ece3.3704>
- Dávalos de Guzmán L, Brizuela F, Guzmán G. 1972. Estudios sobre los líquenes de México. I. Notas sobre algunas especies. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 19: 9-30.
- de Souza MF, Aptroot A, Spielmann AA. 2022. Key to *Heterodermia* (Physciaceae, Teloschistales) in Brazil, with 15 new species. *The Lichenologist* 54: 25-44. <https://doi.org/10.1017/S0024282921000499>
- Dietrich M, Stofar T, Scheidegger C, Frei M, Groner U, Keller C, Roth I, Steinmeier C. 2000. Data sampling of rare and common species for compiling a Red List of epiphytic lichens. *Forest Snow and Landscape Research* 75: 369-380.
- Ertz D, Huereca A, Salcedo-Martínez SM, Tehler A. 2020. Remarkable cases of parallel evolution of the placodioid thallus growth form in the Lecanographaceae (Arthoniales) with the description of a new species of *Alyxoria* from Mexico. *The Lichenologist* 52: 415-424. <https://doi.org/10.1017/S0024282920000444>
- García-Morales R, Gordillo-Chávez EJ, Valdez-Leal JD, Pacheco-Figueroa CJ. 2014. Las áreas naturales protegidas y su papel en la conservación de los murciélagos del estado de Tabasco, México. *Therya* 5: 725-736. <https://doi.org/10.12933/therya-14-217>
- Gaya E, Vasco-Palacios AM, Vargas-Estupiñán N, Lücking R, Carretero J, Sanjuan T, Moncada B, Alkin B, Bolaños-Rojas AC, Castellanos-Castro C, Coca LF, Corrales A, Cossu T, Davis L, dSouza J, Dufat A, Franco-Molano AE, García F, Gómez-Montoya N, González-Cuellar FE, Hammond D, Herrera A, Jaramillo-Ciro MM, Lasso Benavides C, Mira MP, Morley J, Motato-Vásquez V, Niño-Fernández Y, Ortiz-Moreno ML, Peña-Cañón ER, Ramírez-Castrillón M, Rojas T, Ruff J, Simijaca D, Sipman HJM, Soto-Medina E, Torres G, Torres-Andrade PA, Ulian T, White K, Diazgranados M. 2021. *ColFungi: Colombian resources for Fungi Made Accessible*. Royal Botanic Gardens Kew. <https://doi.org/10.34885/8yyp-z538>
- GBIF. 2022. Global Biodiversity Information Facility. https://www.gbif.org/occurrence/search?occurrence_status=present&q= (accessed February 22, 2022)
- Giordani P, Incerti G, Rizzi G, Rellini I, Nimis PL, Modenesi P. 2014. Functional traits of cryptogams in Mediterranean ecosystems are driven by water, light and substrate interactions. *Journal of Vegetation Science* 25: 778-792. <https://doi.org/10.1111/jvs.12119>
- Guzmán G. 1998. Inventorying the fungi of Mexico. *Biodiversity and Conservation* 7: 369-384. <https://doi.org/10.1023/A:1008833829473>
- Guzmán-Guillermo J, Barrera-Bernal C, Cárdenas-Mendoza K. 2019. Utilización de líquenes como adornos navideños en la región de Xalapa, Veracruz, México. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan* 7: 106-112. <https://doi.org/10.47808/revistabiogro.v7i1.166>
- Hawksworth D. 2001. The magnitude of fungal diversity: The 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research* 105: 1422-1432. <https://doi.org/10.1017/S0953756201004725>
- Herrera-Campos MA, Clerc P, Nash TH. 1998. Pendulous Species of *Usnea* from the Temperate Forests in Mexico. *The Bryologist* 101: 303-329. <https://doi.org/10.2307/3244208>

Liquenes de Aguascalientes

- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 2008. *Capital natural de México. Vol. 1: Conocimiento actual de la biodiversidad*. DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONABIO, IMAE [Instituto del Medio Ambiente del Estado, Aguascalientes], UAA [Universidad Autónoma de Aguascalientes]. 2008. *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. Aguascalientes, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2022. *Buscador de Datos por Área Natural Protegida*. <http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/> (accessed February 22, 2022)
- Córdova-Chávez O, Castillo-Campos G, Pérez-Pérez RE, García-Franco JG, Cáceres M. 2016. Alpha diversity of lichens associated with *Quercus laurina* in a Mountain Cloud Forest at Cofre de Perote eastern slope (La Cortadura), Veracruz, Mexico. *Cryptogamie, Mycologie* **37**: 193-204. <https://doi.org/10.7872/crym/v37.iss2.2016.193>
- Dauby G, Stévant T, Droissart V, Cosiaux A, Deblauwe V, Simo-Droissart M, Sosef MSM, Lowry PP, Schatz GE, Gereau RE. 2017. ConR: An R package to assist large-scale multispecies preliminary conservation assessments using distribution data. *Ecology and Evolution* **7**: 11292-11303. <https://doi.org/10.1002/ece3.3704>
- Dávalos de Guzmán L, Brizuela F, Guzmán G. 1972. Estudios sobre los líquenes de México. I. Notas sobre algunas especies. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* **19**: 9-30.
- de Souza MF, Aptroot A, Spielmann AA. 2022. Key to *Heterodermia* (Physciaceae, Teloschistales) in Brazil, with 15 new species. *The Lichenologist* **54**: 25-44. <https://doi.org/10.1017/S0024282921000499>
- Dietrich M, Stofer S, Scheidegger C, Frei M, Groner U, Keller C, Roth I, Steinmeier C. 2000. Data sampling of rare and common species for compiling a Red List of epiphytic lichens. *Forest Snow and Landscape Research* **75**: 369-380.
- Ertz D, Huereca A, Salcedo-Martínez SM, Tehler A. 2020. Remarkable cases of parallel evolution of the placodioid thallus growth form in the Lecanographaceae (Arthoniales) with the description of a new species of *Alyxoria* from Mexico. *The Lichenologist* **52**: 415-424. <https://doi.org/10.1017/S0024282920000444>
- García-Morales R, Gordillo-Chávez EJ, Valdez-Leal JD, Pacheco-Figueroa CJ. 2014. Las áreas naturales protegidas y su papel en la conservación de los murciélagos del estado de Tabasco, México. *Therya* **5**: 725-736. <https://doi.org/10.12933/therya-14-217>
- Gaya E, Vasco-Palacios AM, Vargas-Estupiñán N, Lücking R, Carretero J, Sanjuan T, Moncada B, Alkin B, Bolaños-Rojas AC, Castellanos-Castro C, Coca LF, Corrales A, Cossu T, Davis L, dSouza J, Dufat A, Franco-Molano AE, García F, Gómez-Montoya N, González-Cuellar FE, Hammond D, Herrera A, Jaramillo-Ciro MM, Lasso Benavides C, Mira MP, Morley J, Motato-Vásquez V, Niño-Fernández Y, Ortiz-Moreno ML, Peña-Cañón ER, Ramírez-Castrillón M, Rojas T, Ruff J, Simijaca D, Sipman HJM, Soto-Medina E, Torres G, Torres-Andrade PA, Ulian T, White K, Diazgranados M. 2021. *ColFungi: Colombian resources for Fungi Made Accessible*. Royal Botanic Gardens Kew. <https://doi.org/10.34885/8yvp-z538>
- GBIF. 2022. Global Biodiversity Information Facility. https://www.gbif.org/occurrence/search?occurrence_status=present&q= (accessed February 22, 2022)
- Giordani P, Incerti G, Rizzi G, Rellini I, Nimis PL, Modenesi P. 2014. Functional traits of cryptogams in Mediterranean ecosystems are driven by water, light and substrate interactions. *Journal of Vegetation Science* **25**: 778-792. <https://doi.org/10.1111/jvs.12119>
- Guzmán G. 1998. Inventorying the fungi of Mexico. *Biodiversity and Conservation* **7**: 369-384. <https://doi.org/10.1023/A:1008833829473>
- Guzmán-Guillermo J, Barrera-Bernal C, Cárdenas-Mendoza K. 2019. Utilización de líquenes como adornos navideños en la región de Xalapa, Veracruz, México. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan* **7**: 106-112. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v7i1.166>
- Hawksworth D. 2001. The magnitude of fungal diversity: The 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research* **105**: 1422-1432. <https://doi.org/10.1017/S0953756201004725>
- Herrera-Campos MA, Clerc P, Nash TH. 1998. Pendulous Species of *Usnea* from the Temperate Forests in Mexico. *The Bryologist* **101**: 303-329. <https://doi.org/10.2307/3244208>

- Herrera-Campos MA, Colín P, Bárcenas-Peña A, Lücking R. 2004. Follicolous lichen flora of Mexico. III. New species from Volcan San Martín Tuxtla (Sierra de Los Tuxtlas), Veracruz, with notes on *Fellhanera santessonii*. *Phyton* **44**: 167-183.
- Herrera-Campos MA, Huhndorf S, Lücking R. 2005. The follicolous lichen flora of Mexico IV: a new, follicolous species of *Pyrenothrix* (Chaetothyriales: Pyrenothrichaceae). *Mycologia* **97**: 356-361. <https://doi.org/10.1080/15572536.2006.11832812>
- Herrera-Campos MA, Lücking R. 2002. The follicolous lichen flora of Mexico. I. New species from Los Tuxtlas Tropical Biology Station, Veracruz. *The Lichenologist* **34**: 211-222. <https://doi.org/10.1006/lich.2002.0397>
- Herrera-Campos MA, Lücking R. 2003. The follicolous lichen flora of Mexico II. New species from the montane forest in Oaxaca and Puebla. *The Bryologist* **106**: 1-8. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2003\)106\[0001:TFLFOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2003)106[0001:TFLFOM]2.0.CO;2)
- Herrera-Campos MA, Lücking R, Pérez-Pérez RE, Miranda-González R, Sánchez N, Bárcenas-Peña A, Carrizosa A, Zambrano A, Ryan B, Nash T. 2014. Biodiversidad de líquenes en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **85**: 82-99. <https://doi.org/10.7550/rmb.37003>
- Herrera-Campos MA, Pérez-Pérez RE, Nash III TH. 2016. *Lichens of Mexico: The Parmeliaceae: Keys, Distribution and Specimen Descriptions*. Stuttgart, Germany: J. Cramer in Borntraeger Science Publishers. ISBN: 978-3-443-58089-6
- IAPH [Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt]. 2019. Información Biológica, Ecológica, de uso y conservación de especies de líquenes priorizadas en Colombia. http://2d.humboldt.org.co/ceiba/resource.do?r=fichas_liquenes_2019 (accessed February 24, 2022)
- Index Fungorum. 2022. <http://www.indexfungorum.org/names/names.asp> (accessed June 13, 2022)
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 2017. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI. 14 de diciembre de 2017. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (accessed October 12, 2020)
- IUCN [International Union for Conservation]. 2022a. *IUCN Red list of threatened species*. <https://www.iucnredlist.org/> (accessed February 22, 2022)
- IUCN [Standards and Petitions Committee]. 2022b. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. IUCN, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <https://www.iucnredlist.org/resources/redlistguidelines> (accessed February 22, 2022)
- Jiang SH, Lücking R, Liu HJ, Wei XL, Xavier-Leite AB, Portilla CV, Ren Q, Wei JC. 2022. Twelve New Species Reveal Cryptic Diversification in Follicolous Lichens of *Strigula* s.lat. (Strigulales, Ascomycota). *Journal of Fungi* **8**:2-30. <https://doi.org/10.3390/fo8010002>
- Kitaura MJ, Koch NM, Lucheta F, Käffer MI, Schmitt JL, Pedrosa J, Martins SA, Rodrigues AS, Canêz LS. 2019. A new species and new records of *Leptogium* (Ach.) Gray (Collembataceae, Peltigerales) from Rio Grande do Sul State with an identification key for the genus. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **91**(1): 1-26. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180313>
- Koch NM, Martins S, Lucheta F, Müller SC, de Azevedo Martins SM, Lucheta F, Müller SC. 2013. Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators* **34**: 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.012>
- Lakatos M, Raseher U, Büdel B. 2006. Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. *New Phytologist* **172**: 679-695. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01871.x>
- León-González D, Pérez-Pérez RE. 2020. Líquenes epífitos en *Juniperus flaccida* Schldl. (Cupressaceae)- Componente importante de los bosques templados de Oaxaca, México. *Acta Biológica Colombiana* **25**: 235-245. <https://doi.org/10.15446/abc.v25n2.77238>
- Liu D, Hur JS. 2019. Revision of the lichen genus *Phacophyscia* and allied atranorin absent taxa (Physciaceae) in South Korea. *Microorganisms* **7**: 242-265. <https://doi.org/10.3390/microorganisms7080242>
- Löhmus A, Suija A, Löhmus P. 2013. Intensive local surveys can complement rapid survey techniques to provide insights into the population size and ecology of lichenised fungi. *Fungal Ecology* **6**: 449-452. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2013.05.002>

Líquenes de Aguascalientes

- Lücking R. 2020. Three challenges to contemporaneous taxonomy from a lichen-mycological perspective. *Megataya* **1**: 78-103. <https://doi.org/10.11646/megataya.1.1.16>
- Lücking R, Dal Forno M, Moncada B, Coca LF, Vargas-Mendoza LY, Aptroot A, Arias L, Besal B, Bungartz F, Cabrera-Amaya D, Cáceres M, Chavez J, Eliasaro S, Gutiérrez M, Hernández J, Herrera-Campos MA, Holgado-Rojas M, Jonitz H, Kukwa M, Lucheta F, Madriñan S, Marcelli M, Martins S, Mercado-Díaz J, Molina J, Morales E, Nelson P, Nugra F, Ortega F, Paredes T, Patiño A, Peláez-Pulido RN, Pérez-Pérez RE, Perlmutter G, Rivas-Plata E, Robayo J, Rodríguez C, Simijaca D, Soto E, Spielmann A, Suárez-Corredor A, Torres J, Vargas C, Yáñez-Ayabaca A, Weerakoon G, Wilk K, Celis M, Diazgranados M, Brokamp G, Borsch T, Gillevet P, Sikaroodi M, Lawrey J. 2016 Turbo-taxonomy to assemble a megadiverse lichen genus: seventy new species of *Cora* (Basidiomycota: Agaricales: Hygrophoraceae), honouring David Leslie Hawksworth's seventieth birthday. *Fungal Diversity* **84**: 139-207. <https://doi.org/10.1007/s13225-016-0374-9>
- Lücking R, Kaminsky L, Perlmutter GB, Lawrey JD, Dal Forno M. 2020. *Cora tinucua* (Hygrophoraceae), a new and potentially extinct, previously misidentified basidiolichen of Florida inland scrub documented from historical collections. *Bryologist* **123**: 657-673. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-123.4.657>
- Lücking R, Leavitt SD, Hawksworth DL. 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>
- Lumbsch HT, Ahti T, Altermann S, De Paz GA, Aptroot A, Arup U, Peña AB, Bawingan PA, Benatti MN, Betancourt L. 2011. One hundred new species of lichenized fungi: a signature of undiscovered global diversity. *Phytotaxa* **18**: 1-127. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.18.1.1>
- Martínez-Calderón V, Siqueiros-Delgado M, Martínez-Ramírez J. 2017. Checklist of the genus *Quercus* (Fagaceae) of Aguascalientes, México. *Check List* **13**: 1-22. <https://doi.org/10.15560/13.1.2045>
- Meza-Parral Y, Pineda E. 2015. Amphibian diversity and threatened species in a severely transformed neotropical region in Mexico. *PLoS one* **10**: 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121652>
- Miguel-Vázquez M, Simijaca D, Pérez-Pérez RE, Ocampo G. 2021. Lichenized fungi of the arid zones of central Mexico: new records for the country and the state of Aguascalientes. *Sydowia* **74**: 15-31. <https://doi.org/10.12905/0380.sydowia74-2021-0015>
- Miranda-González R, Lücking R, Barcenás-Peña A, Herrera-Campos MA. 2020. The new genus *Jocatoa* (Lecanoromycetes: Graphidaceae) and new insights into subfamily Redonographoideae. *The Bryologist* **123**: 127-143. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-123.2.127>
- Mittermeier RA, Goettsch-Mittermeier C, Robles Gil P. 1997. *Megadiversidad: los países biológicamente más ricos del mundo*. DF, México: Cemex-Agrupación Sierra Madre. ISBN: 978-968-6397-49-9
- Moncada B, Lücking R, Betancourt-Macuase L. 2013. Phylogeny of the Lobariaceae (lichenized Ascomycota: Peltigerales), with a reappraisal of the genus *Lobariella*. *The Lichenologist* **45**: 203-263. <https://doi.org/10.1017/S0024282912000825>
- Moncada B, Pérez-Pérez RE, Lücking R. 2019. The lichenized genus *Cora* (Basidiomycota: Hygrophoraceae) in Mexico: high species richness, multiple colonization events, and high endemism. *Plant and Fungal Systematics* **64**: 393-411. <https://doi.org/10.2478/pfs-2019-0026>
- Mongkolsuk P, Meesim S, Poengsungnoen V, Buaruang K, Schumm F, Kalb K. 2015. The lichen family Physciaceae in Thailand-II. Contributions to the genus *Heterodermiu* sensu lato. *Phytotaxa* **235**: 1-66. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.235.1.1>
- Nash III TH, Ryan B, Diederich P, Gries C, Bungartz F. 2004. *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol II*. Tempe, United States: Lichens Unlimited, Department of Plant Biology, Arizona State University. ISBN: 978-0-97167591-9
- Nash III TH, Ryan B, Diederich P, Gries C, Bungartz F. 2007. *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol III*. Tempe, United States: Lichens Unlimited, Department of Plant Biology, Arizona State University. ISBN: 978-0-97-167590-2

- Nash III TH, Ryan B, Gries C, Bungartz F. 2002. *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol I*. Tempe, United States. Lichens Unlimited, Department of Plant Biology, Arizona State University. ISBN: 9780971675902
- Pardavé-Díaz L, Robledo-Cortés M, Ruiz-Esparza V, Flores-Pardavé L. 2007. Contribución al conocimiento de los hongos (macromicetos) de la Sierra Fria, Aguascalientes. *Investigación y Ciencia* **15**: 4-12.
- Protected Planet 2022. The World Database on Protected Areas (WDPA). <https://www.protectedplanet.net/en/thematic-areas/wdpa?tab=WDPA> (accessed February 9, 2022).
- Puy-Alquiza MJ, Gómez-Peralta M, Reyes-Zamudio V, Gregorio-Cipriano MDR, Miranda-Avilés R, Ríos-Ureña DN, Cortés-Hernández V. 2018. Diversidad de macrolíquenes saxícolas en México: caso de estudio del distrito minero de Guanajuato. *Acta Botanica Mexicana*: **123**: 37-50. <https://doi.org/10.21829/abm123.2018.1246>
- QGIS Development Team. 2016. *QGIS geographic information system*. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Ramamoorthy TP, Bye R, Lot A, Fa J. 1993. *Biological Diversity of Mexico. Origins and Distribution*. Nueva York, United States: Oxford University Press. ISBN: 9780195066746
- Ravera S, Isocrono D, Nascimbene J, Giordani P, Benesperi R, Tretiach M, Montagnani C. 2016. Assessment of the conservation status of the mat-forming lichens *Cladonia* subgenus *Cladina* in Italy. *Plant Biosystems* **150**: 1010-1022. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.1000422>
- Robert V, Stegehuis G, Stalpers J. 2005. The MycoBank engine and related databases. <https://www.MycoBank.org/> (accessed June 9, 2022)
- Ryan B, Nash III TH, Herrera-Campos MA. 1996. Catalog of the Lichens and Lichenicolous Fungi of Mexico. <http://lichen.la.asu.edu> (accessed February 22, 2022).
- Ryan B, Nash III TH, Herrera-Campos MA, Hafellner J, Lambsch HT, Moberg R, Tibell L, Ahti T, Sipman HJM, Breuss O. 2000. New records of lichens from Mexico. *Nova Hedwigia* **70**: 79-106. <http://dx.doi.org/10.1127/nova.hedwigia/70/2000/79>
- Ryan B, Bungartz F, Nash III TH. 2002. Introduction- Morphology and anatomy of the lichen thallus. In: Nash III TH, Ryan B, Gries C, Bungartz F. eds., *Lichen flora of the Greater Sonoran Desert*. Tempe, United States: Lichens Unlimited, Department of Plant Biology, Arizona State University, p. 8-24. ISBN: 9780971675902
- Sarukhán J, Koleff P, Carabias J, Soberón J, Dirzo R, Llorente-Bousquets J, Halffter G, González R, March I, Mohar A, Anta S, de la Maza J. 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. DF, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. ISBN: 978-607-8570-02-7
- Sipman HJM. 1998. Provisional checklist for the lichens of Chiapas. *Acta Botanica Mexicana*: **45**: 1-29. <https://doi.org/10.21829/abm45.1998.808>
- Siqueiros-Delgado ME, Rodríguez-Avalos JA, Martínez-Ramírez J, Sierra-Muñoz JC. 2016. Situación actual de la vegetación del estado de Aguascalientes, México. *Botanical Sciences* **94**: 455-470. <https://doi.org/10.17129/botsci.466>
- Valenzuela R. 2014. Estado del conocimiento y conservación de los hongos en México. In: CONABIO, ed. *Quinto Informe Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*. DE, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad pp. 175-177. ISBN: 978-607-8328-13-0

Editor de sección: Monserrat Vázquez Sánchez

Contribuciones de los autores: DS revisó las colecciones de herbario, realizó el análisis de datos y el primer borrador del artículo. REPP corroboró la identidad taxonómica de los ejemplares. JEM revisó el análisis de datos. GO realizó recolección de material líquénico para la colección de líquenes del Herbario HUAA. Todos los autores revisaron el borrador, contribuyeron con modificaciones y aprobaron la versión final.

10.3. ANEXO A3

Carta de respuesta del editor de la revista *Cryptogamie-Mycologie* con la aceptación del segundo artículo y borrador del artículo aceptado.

Editorial decision letter



Date: 16/05/2023

Recommendation: Acceptance

Subject: myco20230004 – Your article is accepted

Dear Dr Pérez-Pérez,

Your manuscript myco20230004 entitled "Lichen community assemblages and functional traits as indicators of vegetation types" is now **accepted** for publication in *Cryptogamie, Mycologie*.

Taking into account the articles to be published in our journal, I plan to release yours in July-August 2023.

I will get back to you as soon as the proofs are ready.

We thank you for your collaboration and hope that you, or other colleagues, will submit new papers in our journal.

Yours sincerely,

Chris Le Coquet
Desk Editor
Cryptogamie, Mycologie

**LICHEN COMMUNITY ASSEMBLAGES AND FUNCTIONAL TRAITS AS
INDICATORS OF VEGETATION TYPES IN CENTRAL MEXICO, BASED ON
HERBARIUM SPECIMENS**

**ASSEMBLAGES ET TRAITS FONCTIONNELS DES COMMUNAUTÉS DE
LICHENS COMME INDICATEURS DES TYPES DE VÉGÉTATION AU CENTRE
DU MEXIQUE, BASÉS SUR DES SPÉCIMENS D'HERBIER**

Running head: Lichen community assemblages indicating vegetation types

Diego Simijaca¹, Gilberto Ocampo², Jaime Escoto-Moreno², Rosa Emilia Pérez-Pérez^{3*}

1 Centro de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Aguascalientes,
Mexico.

2 Departamento de Biología, Centro de Ciencias Básicas, Universidad Autónoma de
Aguascalientes, Aguascalientes, Mexico.

3 Facultad de Ciencias Biológicas, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla,
Mexico.

* Author for correspondence: emilia.perez@correo.buap.mx

ABSTRACT

Despite the growing interest in the lichen communities of Mexico, little is known about the assemblages from the central part of the country. For that reason, we defined the following research objectives: a) to compare species richness, composition, and dissimilarity of lichen communities among three vegetation types, b) to explore the incidence of environmental variables on lichen community species composition, and c) to identify species and functional traits indicative of each vegetation type. Based on lichens' collection of Aguascalientes (HUAA herbarium), the relationships between species, traits, and environmental variables were represented through beta diversity components, non-metric multidimensional scales,

Indicator Species Analysis, and Fourth Corner Analysis. In total, 218 lichen species were found, 132 in *Quercus* forests, 90 in subtropical shrubland, and 85 in xerophytic shrubland. Vegetation types had beta diversity total values higher than 0.8, although paired comparisons revealed variations in species replacement and richness. The indicator species identified for *Quercus* forests were *Parmotrema acutatatum*, while for subtropical shrubland *Phaeophyscia nashii* and *Physcia biziana*. No indicator species were identified for xerophytic shrubland. Functional traits indicative of xerophytic shrubland were crustose lichens and the saxicolous substrate. Subtropical shrubland indicators comprised soredia and foliose narrow lobes, whereas indicators of *Quercus* forest consisted of foliose wide lobes and the epiphyte substrate. The functional trait approach used in the study of Mexican lichen communities is highly recommended given the observed similarities between taxonomical and functional community assemblages and the ease with which the functional traits approach links species composition to environmental variables.

Key words: Bioindicators, community assemblages, diversity, response traits, shrublands.

RÉSUMÉ

Malgré l'intérêt croissant pour les communautés lichéniques du Mexique, on connaît peu de choses sur les assemblages de la partie centrale du pays. Pour cette raison, nous avons défini les objectifs de recherche suivants : a) comparer la diversité des espèces, la composition et la dissimilarité des communautés de lichens parmi trois types de végétation, b) explorer l'incidence des variables environnementales sur la composition des espèces des communautés de lichens, et c) identifier les espèces et les traits fonctionnels indicatifs de chaque type de végétation. Sur la base de la collection de lichens de la ville d'Aguascalientes (herbier HUAA), les relations entre les espèces, les traits et les variables environnementales ont été représentées par des composantes de diversité bêta, des analyses multidimensionnelles non paramétriques, une analyse des espèces indicatrices et une analyse des quatre coins. Au total, 218 espèces de lichens ont été trouvées, 132 dans les forêts de *Quercus*, 90 dans les zones arbustives subtropicales et 85 dans les zones arbustives xérophiles. Les types de végétation présentaient des valeurs totales de diversité bêta supérieures à 0.8, bien que les comparaisons par paires aient révélé des variations dans le remplacement et la richesse des espèces. Les espèces indicatrices identifiées pour les forêts de *Quercus* étaient *Parmotrema acutatatum*,

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

tandis que pour les zones arbustives subtropicales, *Phaeophyscia nashii* et *Physcia biziana*. Aucune espèce indicatrice n'a été identifiée pour la zone arbustive xérophile. Les traits fonctionnels indicatifs de la zone arbustive xérophile étaient les lichens crustacés et le substrat saxicole. Les indicateurs de la zone arbustive subtropicale comprenaient les sobriquets et les lobes d'étroits foliacés, tandis que les indicateurs de la forêt de *Quercus* comprenaient les lobes de larges foliacés et le substrat épiphyte. L'approche des traits fonctionnels utilisée dans l'étude des communautés de lichens mexicains est fortement recommandée étant donné les similitudes observées entre les assemblages de communautés taxonomiques et fonctionnelles et la facilité avec laquelle l'approche des traits fonctionnels relie la composition des espèces aux variables environnementales.

Mots clés: Bioindicateurs, assemblages de communautés, diversité, traits de réponse, zones arbustives.

INTRODUCTION

Lichenized fungi, or “lichens” as symbioses are considered evolutionarily ubiquitous and play fundamental roles in structuring ecosystems (Nelsen *et al.* 2020). They constitute a complex, but self-supporting association, that results from interactions among fungi (the primary mycobiont) and a unicellular to filamentous algae and/or a cyanobacterium (the primary and/ or secondary photobiont), along with other obligately associated elements of the fungal and bacterial microbiome contained on the thallus (Hawksworth & Grube 2020; Lücking *et al.* 2021). Currently, over 20,000 species of lichenized fungi have been described in the world (Lücking *et al.* 2016: 2).

Lichens have several roles in the ecosystem dynamics. A good example is found in the *Quercus* forest (Oak forest) in tropical regions of South America, where lichens reach 40% to 60% of the total epiphyte species richness per plot, and accumulate among 16 to 24 g/dm² of biomass (Wolf 1993). In Mexican tropical dry forests, crustose lichens amass at least 0.18 g/ dm², accounting for 61% of the foliar biomass in that vegetation type (Miranda-González & McCune 2020). Furthermore, lichens are involved in nitrogen-fixing processes (Belnap 2002; Gutiérrez-Larruga *et al.* 2020), mineral degradation (Belnap & Lange 2001), and water and energy fluxes (Gauslaa 2014; Lakatos *et al.* 2006; Matos *et al.* 2019; Palmqvist &

Sundberg 2000). Even vascular plants (Ellis 2012), arthropods, and vertebrates, interact with lichenized fungi (Brodo *et al.* 2001; Lalley *et al.* 2006).

Researchers have shown interest in the sensitivity of lichens in response to environmental disturbances (Hawksworth *et al.* 2005) in addition to their role in ecosystem dynamics (Branquinho *et al.* 2015; Nimis *et al.* 2002). Several studies have revealed strong relationships among substrate features and species richness or lichen community composition, which are influenced by climatic and substrate features (Cáceres *et al.* 2007; Rosabal *et al.* 2013), which have effects on lichen community diversity (Wolf 1994; Boonpragob & Polyiam 2007; Zárate-Arias *et al.* 2019). This sensitivity has allowed the use lichens as indicators of forest continuity (McCune 2000; Rivas-Plata *et al.* 2008; Benítez *et al.* 2015), successional stages (Hedenås & Ericson, 2000; Nordén *et al.* 2012), and the effect of alien tree species on the richness and composition of lichens (Käffer *et al.* 2009, 2010; Calviño-Cancela *et al.* 2013; Ardila *et al.* 2014; Simijaca *et al.* 2018).

In the same sense, beta diversity is an essential component of community ecology, because it allows to understand species assemblages in terms of differences and similarities, both in space and time (Anderson *et al.* 2011). One of the prevalent approaches to measure beta diversity is to split beta components into replacement and richness differences (Calderón-Patrón *et al.* 2013; Heino *et al.* 2019). Replacement (β -3) refers to changes in species identities (turnover), and richness differences (β rich) to the loss-gain in species richness between two sites (Carvalho *et al.* 2012).

In addition to species diversity, functional traits can be used to improve our understanding of lichen community assemblage mechanisms and how they respond to different gradients of environmental change (Díaz & Cabido 2001; Lavorel & Garnier 2002). In fact, functional traits are defined as any morphological, physiological or phenological feature that varies in response to changes in environmental conditions (Violle *et al.* 2007). Regarding lichens, the use of soft functional traits such as growth forms, photobiont types, and reproductive strategies is a common and reliable practice to highlight responses of communities to environmental gradients or substratum (Cornelissen *et al.* 2007; Concostrina-Zubiri *et al.* 2014: 1; Tripp *et al.* 2016; Asplund & Wardle 2017; Soto-Medina *et al.* 2019; Hurtado *et al.* 2020). Therefore, lichens have been used as air quality indicators (Pinho *et al.* 2011; Llop *et*

al. 2017) and a particular set of soft traits such as foliose narrow lobes, asexual reproduction (soredia), and pruinose lichens has been a common characteristics urban and polluted sites (Koch et al. 2019; Lucheta et al. 2019). Additionally, photobiont types responded to water availability (Gauslaa 2014; Matos et al. 2015) and has been sensitive to global warming (Aptroot & Van Herk 2007; Marini et al. 2011). Consequently, field and herbarium samples are suitable to obtaining information on functional traits, which can be classified as hard or soft traits, depending on the nature of the data (continuous or categorical, respectively) (Ellis 2012).

Lichen soft functional traits and phylogenetic structure of lichen communities show similar patterns, allowing to evaluate ecological interactions and the evolutionary meaning of those assemblages (Prieto et al. 2017; Hurtado et al. 2019). That congruence highlights the importance of local and regional inventories in making ecosystem conservation decisions (Nascimento et al. 2021), as well as the implications of functional diversity parameters and phylogenetic dispersion on the vulnerability of ecosystem services (Koch et al. 2013; Soto-Medina et al. 2019). The interpretation of lichen ecological phenomena using a functional trait approach, provides advantages to the non-specialists in lichen taxonomy and offers the appropriate tools to comprehend how traits have an important role on lichen community structure and dynamics (Benítez et al. 2018; Ellis et al. 2021).

Lichen epiphyte communities in Mexico have been evaluated using several approaches and the lichen biota of *Alnus acuminata* (Betulaceae), *Juniperus flaccida* (Cupressaceae), and *Quercus laurina* (Fagaceae), among other phorophytes has been documented (Pérez-Pérez et al. 2008, 2015; Córdova-Chávez et al. 2016; Castillo-Campos et al. 2019; Ramirez 2019; León-González & Pérez-Pérez 2020). Lichen diversity has also been used to assess air quality and the impact of urbanization on the composition and abundance of lichen communities (Zambrano et al. 2000; Pérez-Pérez & Guzmán 2015), to evaluate the effect of forest management on lichen richness and composition (Pérez-Pérez 2005; Pérez-Pérez et al. 2011), and to recognize distributional patterns and phylogenetical structure of Parmeliaceae (Lücking et al. 2016: 1). Crustose lichen biomass has been linked to carbon economy, trophic chains, and nutrient fluxes (Miranda-González & McCune 2020). However, functional trait-based methodologies have yet to be employed.

Notably, some parts of the central region of the country have remained understudied despite increasing research on lichen ecology of Mexican ecosystems. For instance, in the Mexican state of Aguascalientes lichen diversity has only been studied through floristic approaches (Álvarez & Guzmán-Dávalos 2009; Miguel-Vázquez *et al.* 2021). This may obscure its real and current status and prevents the use of lichens as evidence for the decision-making processes impacting ecosystems conservation. For this reason, the objectives of the present study were a) to compare species richness, composition, and dissimilarity of lichen communities among three common vegetation types of the central part of Mexico, b) to explore the effect of environmental variables on lichen community species composition, and c) to identify species and functional traits indicative of each vegetation type. Changes in precipitation and elevation were hypothesized to impact lichen community species richness and composition, thus allowing to distinguish between xerophytic shrublands, subtropical shrublands, and *Quercus* forests. Furthermore, traits and species with crustose or narrow lobe growth forms and sexual reproduction were expected to relate to low elevation and low precipitation, whereas broad size lichens and asexual reproduction were related to changes in vegetation type, elevation, and precipitation.

MATERIALS AND METHODS

Data collection and study area

Data collection was based on the revision of 849 samples deposited at herbarium HUAA (Universidad Autónoma de Aguascalientes, Mexico). Those herbarium specimens were result of non-quantitative opportunistic samplings (Sipman 1996) applied in the state of Aguascalientes from 2018 to 2022. Field information was taken from the herbarium specimen label and the name of the collecting localities was classified considering the vegetation types (INEGI 2017).

The state of Aguascalientes, located in the central portion of the country, upon the Mexican Plateau and borders the states of Jalisco and Zacatecas. The state has a land area of 5680.33 km² and is located between meridians 101° 53' and 102° 52' West, and parallels 22° 27' and 21° 28' North (Ávila-Villegas *et al.* 2008). The physiography of the state is the result of the

convergence of three biogeographic regions (Toledo & Ordoñez 2009). It encompasses plains and low hills covered by shrubs, as well as mountainous landscapes dominated by *Quercus* and coniferous forests (Martínez-Calderón *et al.* 2017, Siqueiros-Delgado *et al.* 2017).

Taxonomic work

We used specialized taxonomic literature to identify the specimens (Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007; Otálora *et al.* 2014; Mongkolsuk *et al.* 2015; Brodo *et al.* 2016; Kitaura *et al.* 2019). Lichen morphological structures were recognized by means of light microscopy (Leica EZ400, Leica DM 100) and lichen substances were detected using spot tests and UV light exposition (Brodo *et al.* 2001). Lichen nomenclature follows the Consortium of North American Lichen Herbaria (CNALH 2022) and the identifications corresponds with the list presented in Simijaca *et al.* (2023) (Supplementary table S1).

Diversity indexes

The number of species per site was used to calculate alpha diversity and a Mann–Whitney test was used to discover significant differences in average alpha diversity among vegetation types. Richness values completeness for each vegetation type and among vegetation types were tested using Chao 2 and first-order Jackknife estimators (Jackknife 1). Gamma diversity was estimated as the total richness per vegetation type. Because the number of sites per vegetation type was unequal, gamma diversity was logarithmically transformed as follows: $\gamma' = \gamma/100 \times \log(N)$ (where γ' is transformed gamma diversity, γ is original gamma diversity and N corresponds to the number of sites per vegetation type) (Cáceres *et al.* 2008). Beta diversity was estimated as Beta total (β_{cc}), including beta replacement (β_3) and beta richness differences (β_{rich}) (Carvalho *et al.* 2012). In addition, exclusive and shared species among vegetation types were counted and depicted in a Venn diagram, using the ggVennDiagram function of the ggplot R package (Wickham 2011).

Environmental data

Vegetation types were selected based on soil uses and plant communities' classification (INEGI 2017), where *Quercus* forest, subtropical shrubland, and xerophytic shrubland were the most represented plant communities across Aguascalientes (Siqueiros-Delgado *et al.*

2016). Annual mean temperature and annual mean precipitation data for the study sites were obtained for years 1980 to 2009 (Cuervo-Robayo *et al.* 2020), available in raster format at CONABIO Geoportal (CONABIO 2021). Elevation data was extracted from Guevara & Arroyo-Cruz (2016). The information was compiled and visualized using QGIS 3.4 (QGIS Development Team 2016). After confirming through PCA loading scores that temperature and elevation were linearly correlated, the annual mean precipitation and elevation were selected as explanatory variables.

Lichen communities

Lichen species composition heterogeneity among and within vegetation types was evaluated using a Multi-Response Permutation Procedure (MRPP) and the Sørensen distance (Koch *et al.* 2019). The spatial relationship of sampling sites (lichen communities) and the incidence of environmental variables was visualized using non-metric multidimensional scaling (NMDS) and a randomized test with 500 runs were run to determine stress and dimensionality (Ardila *et al.* 2014; Ramírez-Morán *et al.* 2016). Additionally, a cluster analysis using the Sørensen distance was performed with a flexible beta = -0.25. Species affinity to specific vegetation types was evaluated by means of an Indicator Species Analysis (ISA) using a Monte Carlo test with 1000 runs (Cáceres *et al.* 2008). The analyses were performed with PCORD version 7.08 (McCune & Mefford 2018).

Functional traits

Substrate type data (rock, soil, wood, multiple) data per species were compiled in a presence/absence matrix. Growth forms (crustose, dimorphic, foliose broad lobed, foliose narrow lobed, fruticose, squamulose, and jelly lichens), photobiont type (Cyanophyta, Chlorophyta), and reproductive structure (absent, apothecia, isidia, lobules, perithecia, soredia, mixed types) were considered as functional traits (Chuquimarca *et al.* 2019). This information (Supplementary table S1), along with the species relative abundance, was used to calculate the Community Weighted Mean (CWM) to reflect the functional composition of each vegetation type (Lucheta *et al.* 2019).

The affinity of functional traits to each vegetation type was tested using the Indicator Species Analysis (ISA) with 1000 runs (Lucheta *et al.* 2019). An NMDS was performed to search for

lichen composition patterns, functional features, and environmental factors; however, only significant values were considered and displayed in the final schematic result (Matos *et al.* 2015). Finally, to test the strength of the relationships among environmental and traits data in the matrix, a Fourth Corner Analysis (FCA) was performed using a combined randomization model with 1,000 runs (Legendre *et al.* 1997; McCune 2015). The analyses were performed in PCORD version 7.08 (McCune & Mefford 2018) and represented using the `ggcorrplot` function of the `ggplot` R package (Wickham 2011).

RESULTS

25 sites were identified during herbarium specimen study, including 11 in xerophytic shrubland, eight in subtropical shrubland, and six in *Quercus* forest (Table 1). Species richness values were between seven and 50 species per site, with the *Quercus* forest having the highest average value for alpha diversity (mean = 33.3); sampling site EBAZ (*Quercus* forest) was the richest throughout the study. Subtropical shrubland (mean = 20.3) and xerophytic shrubland (mean = 13.8), had lower richness values, where the 75th percentile did not exceed 29 species (Fig. 1). In addition, the subtropical shrubland (Terrero de la Labor) had the lowest value of species richness, grouping seven species. Furthermore, a site with subtropical forest with 40 species, was registered as an outlier (Los Adobes).

Sample completeness in the xerophytic shrubland surpassed 95% (Chao 2 = 97.70%, Jackknife 1 = 96.59%), while the subtropical shrubland reached 92% (Chao 2 = 92.78%, Jackknife 1 = 97.83%). The *Quercus* forest had the lowest value for the in Chao 2 Estimator (Chao 2 = 88.59%, Jackknife 1 = 99.25%). The sample completeness estimation for all the 25 sites resulted in more than 96% (Table 2).

The xerophytic shrubland-*Quercus* forest pairwise comparison showed a significant difference in richness averages ($U= 2$, $p= 0.002$). In contrast, the comparisons *Quercus* forest-subtropical shrubland ($U= 9$) and subtropical-xerophytic shrublands ($U= 24$) did not have significant differences in average richness values ($p > 0.05$). On the other hand, gamma diversity values were the highest for the *Quercus* forest with 132 species ($\gamma'=2.8$), followed by the subtropical shrubland with 90 species ($\gamma'= 1.76$), and the xerophytic shrubland with

85 species ($\gamma' = 1.64$) summing up a total of 218 species (see supplementary information for species names).

Beta diversity

The pairwise comparisons showed high dissimilarities between the *Quercus* forest and the xerophytic shrubland with $\beta_{cc} = 0.86$ and the subtropical shrubland with $\beta_{cc} = 0.84$. The lowest value ($\beta_{cc} = 0.8$) resulted from the comparison between xerophytic and subtropical shrublands (Fig.2A). The highest replacement (turnover) value derived from the pairwise comparison between the *Quercus* forest and the subtropical shrubland ($\beta_{.3} = 0.74$), which contrasts with the comparison of the *Quercus* forest and the xerophytic shrubland, where the turnover value reaches $\beta_{.3} = 0.57$. The pairwise comparison between the xerophytic and the subtropical shrublands showed equal values for replacement and richness differences (0.4).

The three vegetation types shared less than 20% of the species (25 taxa; Figs.2 A, B), including *Caloplaca microphyllina*, *Flavopunctelia soledica*, and *Leptogium joergensenii*. Notably, the *Quercus* forest had the highest value of unique species (85) and the subtropical shrubland had the lowest (33).

Communities

The heterogeneity among and within vegetation types was evaluated through a MRPP pairwise comparison, which showed statistical index (A) values < 0.5 and were significant ($p < 0.05$). This indicated that the lichen species composition per sampling site and each vegetation type (as a grouping variable) differed significantly (Fig. 3A).

Spatial ordination of communities based on the NMDS analysis (stress = 0.139) resulted in a compositional gradient guided by changes in elevation (R^2 with axis 1 = 0.55) and annual mean precipitation (R^2 with axis 1 = 0.56). From the highest number of unique species contained within the *Quercus* forest communities, few isolated elements were promoted by high elevations and mean precipitation (vectors with the same direction). However, one sampling site of the xerophytic shrubland (Cerro Juan El Grande) showed similar lichen composition and climatic conditions to the *Quercus* forest. In the opposite direction, some communities of the xerophytic shrubland were grouped by lower elevations and annual mean precipitation (Fig. 3A). An intermediate position was observed for the subtropical shrubland

communities. However, some sites were closer to the xerophytic shrubland due to similar climatic conditions (Table 1) and to the *Quercus* forest due to similarities in species composition. The NMDS and the cluster analyses showed shared elements among lichen communities of the three vegetation types and an isolated set of sites depicting each vegetation type. After setting a 20% cutoff in the cluster dendrogram, four groups were displayed, one per vegetation type. An additional group corresponds to two xerophytic shrubland sites (Cerro Juan el Grande and Cerro el Capulín), which are more similar to the *Quercus* forest community (Fig. 3B).

The ISA analysis detected 14 species as indicators of the vegetation types (Table 3). Twelve of those species were associated to the *Quercus* forest with importance values (IV) ranging between 33.3 and 66.7 ($p < 0.05$). The species with the highest IV (66.7) were *Leptogium pseudofurfuraceum*, *Ochrolechia mexicana*, and *Parmotrema acutatum*. The remaining two indicator species were *Phaeophyscia nashii* and *Physcia biziana* which were related to the subtropical shrubland. Those species belong to the family Physciaceae and exhibit the same growth form (foliose with narrow lobes), although *Physcia biziana* showed the highest importance value among the overall studied species (70.4). The ISA analysis did not detect any species with a significant association to the xerophytic shrubland.

Functional traits and relation to environmental variables

The *Quercus* forest grouped all growth forms considered in this study and the foliose broad lobed lichens were the growth form with the highest CWM proportion. The crustose and squamulose lichens showed dominant proportions in xerophytic shrubland but lower proportions in the *Quercus* forest; otherwise, the foliose narrow lobed lichens showed the highest proportion in the subtropical shrubland. The fruticose lichens were only found in the *Quercus* forest, reaching 6% of the CWM (Fig. 4A).

For substrate CWM, the saxicolous lichens were predominant in the xerophytic shrubland, the epiphytic lichens had the highest proportion in *Quercus* forest, while the edaphic lichens had the lowest in the subtropical shrubland. Lichens colonizing more than one substrate (multiple) ranged between 14 and 20% in the different vegetation types (Fig. 4B).

TESIS TESIS TESIS TESIS TESIS

The apothecia were the reproductive structure predominating in the three vegetation types. However, the soredia exhibited a high value in the subtropical shrublands (Fig. 4C). The lobules were the reproductive structure with the lowest values in the vegetation types. The isidia had its highest value in the *Quercus* forest, whereas the perithecia did the same in the xerophytic shrubland.

Chlorophyta photobionts predominated with more than 80% of the CWM in every vegetation type. There was an increased proportion of Cyanophyta photobionts from xerophytic shrubland (lowest CWM values) to *Quercus* forest (highest CWM values) (Fig. 4D).

The spatial ordination of functional traits, lichen communities, and environmental variables supported the patterns and gradients observed in the CWM analyses. The NMDS and ISA results applied to functional traits were combined to represent those traits that may be used as indicators of each type of vegetation (Fig. 5). The assemblage of crustose and squamulose growth forms with perithecia (reproduction) and saxicolous substrate (rock) was associated to xerophytic shrubland communities and responded to low precipitation and elevation. Foliose narrow lobed lichens and sorediated lichens indicated subtropical shrubland. Finally, the *Quercus* forest showed the highest number of significant traits, such as the dimorphic, fruticose, and foliose broad lobed lichens, isidia, and epiphytic substrate.

The NMDS, ISA, and FCA analyses showed similarities regarding the statistical significance of the gradient and relationships among functional traits and environmental variables. However, those results differed on the strength of the association of several traits. The FCA analysis showed that traits related to substrate were strong indicators, while others represented weak association.

According to the FCA, epiphytic lichens were positively influenced by precipitation ($R=0.3$) and favored by the microenvironmental conditions in the *Quercus* forest ($R=0.26$), and negatively associated with the xerophytic shrubland ($R= -0.33$). On the other hand, saxicolous lichens decreased with increasing precipitation ($R= -0.22$). A weak but positive relationship ($R= 0.17$), was detected between elevation and edaphic lichens (Fig. 6).

Similar trends were detected when squamulose and foliose wide lobed lichens were compared (Fig. 6). The former decreased with higher precipitation regimes ($R= -0.22$) and

was positively associated to xerophytic shrublands ($R=0.2$). The foliose wide lobed lichens showed the inverse tendency. Like in the NMDS analysis, foliose narrow lobed lichens were indicators of the subtropical shrubland ($R=0.22$).

Finally, the analysis of the reproductive strategies showed that isidia were positively associated with elevation and precipitation and, therefore, to the *Quercus* forest. Soredia were positively related to the subtropical shrubland and negatively associated with the xerophytic shrubland. Perithecia were negatively associated with precipitation and positively with the xerophytic shrubland.

DISCUSSION

Diversity patterns

Plant and fungal collections deposited in herbaria are a permanent and often a well-documented source to not only evaluate species taxonomy and distribution but to recognize and track global changes based on verifiable, repeatable, sustainable, and persistent information (Nualart *et al.* 2017; James *et al.* 2018), allowing the online mobilization of vast amounts of specimen data, combined to the use novel tools and extensive interdisciplinary collaborations (Davis 2023). For instance, herbarium specimens have been used to trace the composition and diversity of thelotremoid Graphidaceae as an indicator or signal of forest integrity (Rivas-Plata *et al.* 2008) and to evaluate the distribution and phylogenetic structure of lichen taxa in different vegetation types (Nascimento *et al.* 2021), where the existence of phylogenetic clustering in Parmeliaceae was revealed as a response to water stress in Mexican ecosystems (Lücking *et al.* 2016: 1). In addition, herbarium specimens' data in combination with published papers on lichen growth forms have been used to predict epiphytic lichen abundance in a wide variety of forest types (Aragón *et al.* 2019).

Herbarium collections have been used to recognize regional richness patterns of lichenized and no lichenized fungi of Colombia (Corrales *et al.* 2023; Moncada *et al.* 2023), which has helped not only to detect the richest ecosystems, but also the less explored areas. In this sense, our study shows suitable completeness in the exploration of vegetation types, even if the exploration was based on herbarium specimens. However, it is recognized that the observed

richness depends on the sampling effort and almost unavoidably underestimates the value of total richness in a given community (Coddington *et al.* 2009). On the other hand, it has been discussed that highly geographically heterogeneous sampling efforts can result in a biased description of diversity gradients (Petřík *et al.* 2010; Droissart *et al.* 2012). Despite the sampling heterogeneity of individual localities in Aguascalientes for including non-opportunistic sampling, and differences in the number of sampling sites for each vegetation type, we used two approaches to make richness values comparable. First, we did not directly compare the values of richness among individual sites but explored the mean richness value among vegetation types. Second, we used the logarithmic transformation suggested by Cáceres *et al.* (2008) to compare the gamma diversity of vegetation types, and we included a trait-based approach to overcome the scale-dependency issue (Benítez *et al.* 2018; Zhou *et al.* 2018; Ellis *et al.* 2021).

Regarding inventories of specific vegetation types, one of the most impressive inventories of lichen richness in dry ecosystems of North America is the Lichen Flora of the Greater Sonoran Desert (Nash III *et al.* 2002, 2004, 2007), with more than 1900 species, some of which are distributed in Mexico. Another example for dry lands is the list of the Great Basin Desert, where 195 species are recorded (Hollinger & Noell 2020), and the richness of the Colorado Plateau, with 244 species (Leavitt *et al.* 2021). Compared with the Aguascalientes xerophytic shrubland, the 85 species recorded in this study would demonstrate low diversity, taking into account that previous studies considered the same substrate types as our research. This study is the second effort that records the arid land diversity of lichens in Aguascalientes (Miguel-Vázquez *et al.* 2021). Here, 15% of known lichen diversity in Mexican xerophytic ecosystems, according to Herrera-Campos *et al.* (2014) were registered.

Lichens are a fairly ubiquitous group in subtropical forests and constitute an important but scarcely studied component of this ecosystem (Marmor *et al.* 2011). The 90 species recorded for the subtropical shrubland of Aguascalientes (central Mexico) would seem few when compared with the 255 species of the subtropical forest of the northeastern region of Rio Grande do Sul, southern Brazil (Koch *et al.* 2016) or moderately diverse when compared with the 217 epiphytic species of the Xujiaba region of China, with an alpha range of 43 to 175 (Li *et al.* 2013). However, a similar diversity pattern is obtained after including the

subtropical forest of Florida, with 101 species and an alpha diversity ranging between 12 and 51 species (DeBolt *et al.* 2007), which also has more geographic and climatic similarities with the central part of Mexico.

Temperate forests, some of which are dominated by *Quercus* species, are considered the most studied ecosystems regarding lichen richness (over 947 species; Herrera-Campos *et al.* 2014) and lichen community ecology in Mexico (Herrera-Campos & Lücking 2003; Pérez-Pérez *et al.* 2008; Gregorio-Cipriano *et al.* 2016; León-González & Pérez-Pérez 2020). The records obtained in this study moderately represent the lichen richness in the *Quercus* forest, with ca. 14% of the species known for this vegetation type.

Beta diversity was used here to support the framework of lichen community comparisons across Mexican ecosystems, as it has been successfully applied to lichens in the discernment of the causes of beta diversity patterns (Nascimbene & Spitale 2017) along latitudinal, biogeographic, or ecological gradients (Castillo-Campos *et al.* 2019; Ramírez-Peña 2019). Beta diversity pairwise comparisons among vegetation types resulted in high beta diversity values (≥ 0.8), coinciding with other studies that showed that different vegetation types sustain different lichen communities (Wolf 1993; Cáceres *et al.* 2008; Nascimbene *et al.* 2013). The differences referred to elevation, precipitation, and temperature, which influence the vascular composition of vegetation types and lichen composition in different communities (Cáceres *et al.* 2007; Benítez *et al.* 2015). Thus, the compositional pattern and high values of beta diversity among vegetation types observed in Aguascalientes support the hypothesis that environmental changes impact the richness and composition of lichen communities.

The species replacement was the main component of beta (Fig 2A), indicating a change in taxonomic entities among vegetation types and a positive relationship between elevation, increasing richness, and species pool (Nascimbene & Marini 2015). The highest turnover was observed between the subtropical shrubland and the *Quercus* forest, which is related to temperature and elevation gradients. On the other hand, a decrease in precipitation may be related to species loss (richness differences), as evidenced after comparing the xerophytic shrubland with the *Quercus* forest, highlighting in turn the sensitivity of lichens to desiccation (Concostrina-Zubiri *et al.* 2014: 2). Therefore, a homogeneous habitat with low

precipitation may thus promote competition among the species pool of the two types of shrublands, in addition to the colonization of the best-adapted species (Kraft *et al.* 2015), as reported for lichen communities in *Eucalyptus* stands (Calviño-Cancela *et al.* 2013; Ardila *et al.* 2014). Moreover, the high richness differences may be related to additional environmental factors such as vegetation density (Pérez-Pérez *et al.* 2011; Benítez *et al.* 2012, 2015) or canopy cover (Cáceres *et al.* 2007; Koch *et al.* 2013), although such variables were not considered in this study.

Lichen communities

Cerro El Capulin (elevation = 2172 m; annual mean precipitation = 476.1 mm) and Cerro Juan El Grande (elevation = 2104.6 m; annual mean precipitation = 502.5 mm) are climatically similar to the xerophytic shrubland (mean elevation = 2119.8 m; annual mean precipitation = 514.6 mm). Moreover, the lichen species composition in these sites was similar to that of the *Quercus* forest. Four underlying factors may explain those similarities: 1) the lack of epiphytic substrate in those areas promotes the colonization of edaphic and saxicolous substrates, resulting in a distinctive set of species (Giordani *et al.* 2012; Juriado *et al.* 2016); 2) the compositional affinities would be due to the abundance and frequency of *Quercus* species in Aguascalientes, which are even found in xerophytic shrublands (Martínez-Calderón *et al.* 2017), 3) the incorrect classification of the vegetation types due to the use of coarse-grain cartographical classification (INEGI 2017), and 4) the proportion of generalist species (11.4%) with a higher tolerance to local environmental factor variations, as often seen in the xerophytic shrubland and grassland ecosystems (Concostrina-Zubiri *et al.* 2014: 2).

Sites like Cerro Picacho, presa de Natillas, and Campus Sur, were at first classified as xerophytic shrubland communities (Table 1), but their lichen composition resulted closer to the subtropical shrubland. This may be explained by the fact that, on average lower elevations of the subtropical shrubland and the higher precipitation regimes allow the colonization of several shared species including *Circinaria contorta*, *Flavopunctelia soledica*, and *Phaeophyscia hirsuta*. The differences among those vegetation types may be better understood through the relation of functional traits to reproduction strategies and growth

forms, which in turn depend on water and shade availability (Lakatos *et al.* 2006; Ellis & Coppins 2007; Gauslaa 2014), factors that favor exclusive species to the subtropical shrubland.

Functional traits and indicator species

The influence of elevation and precipitation gradients on functional traits and indicator species is shown by the prevalence of foliose wide lobe lichens (*Flavopunctelia praesignis*, *Parmotrema acutatum*) in the *Quercus* forest, the shift to narrow lobed lichens (*Physcia biziana*, *Phaeophyscia nashii*) in the subtropical shrubland, and the predominance of crustose (*Circinaria contorta*) or squamulose lichens (*Peltula hassei*, *Protoparmeliopsis muralis*) in the xerophytic shrubland. Those results suggest that the volume of lichen thallus decreases in response to water availability, compromising the photosynthetic area and keeping a wide exposure surface (Giordani *et al.* 2012, 2014; Nelson *et al.* 2015:1; Lucheta *et al.* 2019).

The response to high precipitation of crustose and foliose wide lobed lichens in Mediterranean ecosystems (Matos *et al.* 2015) and tropical rainforests (Koch *et al.* 2022), has been reported to differ by a particular combination of traits. Those enhance the performance of crustose lichens, coupled with diverse reproductive strategies and hydrophobic surfaces (Lakatos *et al.* 2006), or may be due to the influence of geographical differences not only on environmental variables, but on the phylogenetic diversity (Rivas-Plata *et al.* 2008; Cáceres *et al.* 2008; Nascimento *et al.* 2021; Koch *et al.* 2022). An additional indicative trait is the fruticose growth form, which is positively related to precipitation and constitutes an exclusive attribute of the *Quercus* forest (Figs. 4A, 5). This agrees with the positive relation to water availability found in Mediterranean ecosystems (Giordani *et al.* 2014; Matos *et al.* 2015) and Alaskan shrublands (Nelson *et al.* 2015), whereas in the tropical rainforest (Koch *et al.* 2013, 2022; Benítez *et al.* 2018; Soto-Medina *et al.* 2019) the trait is associated with open sites.

In this study, the CWM proportion of Cyanophyta photobionts had a positive relation to precipitation and elevation, with a change among the vegetation types. However, the photobiont type as a trait appears to not be significantly associated with any vegetation type

or environmental variable. Despite this, it has been used as an indicator of late successional states, which relates cyanolichens (lichens with Cyanophyta photobionts) to ancient forests or less fragmented habitats (Koch *et al.* 2013; Benítez *et al.* 2018; Chuquimarca *et al.* 2019), because of its dependence on liquid water to perform photosynthesis (Lakatos *et al.* 2006; Gauslaa 2014). Conversely, other studies have reported an increase in Cyanophyta photobionts in the early stages of perturbed (burned) forests or sites where water is scarce (Giordani *et al.* 2014, 2016; Matos *et al.* 2015; Nelson *et al.* 2015:1). In such places, cyanolichens are found in sites with stagnant water, like rocks or shaded soil, where liquid water supply is enough to reactivate photosynthesis (Hauck *et al.* 2007).

On the other hand, the Chlorophyta photobionts were predominant in all vegetation types included in this study, a situation negatively related to elevation and the *Quercus* forest (see FCA). It has been documented that Chlorophyta photobionts have a better performance under low water supply conditions by using of dew and environmental humidity (Lakatos *et al.* 2006; Gauslaa 2014). This, in addition to the ISA results, supports the notion that Chlorophyta photobionts are generalists because they are not particularly associated with any vegetation type. However, derived from the association of lichens with Chlorophyta photobionts to high elevations (Rapai *et al.* 2012), the altitudinal gradients could be used as framework in the evaluation of the predictive power of photobionts as functional traits and the differentiation of Chlorophyte photobionts in Trebuxioid and Trentepohlioid groups to test climate change (Aptroot & Van Herk 2007, Marini *et al.* 2011, Koch *et al.* 2022).

The precipitation gradient observed in this study may be negatively related to the CWM of sexual structures. Perithecia was an indicator trait of the xerophytic shrubland, which decreased in other vegetation types. This pattern contrasts with the dominance of perithecia in late-successional stages of tropical forests (Koch *et al.* 2013; Benítez *et al.* 2018), where this structure indicates a healthy forest (Rivas-Plata *et al.* 2008). However, sexual structures have also been linked to harsh climatic conditions, where the perennial nature of lichen fruiting bodies constitute an advantage, providing a continual source of spores but with less metabolic investment per propagule when compared to asexual structures (Seymour *et al.* 2005). Furthermore, sexual reproduction generates novel genetic diversity within

populations, facilitating the response to environmental change by genotype selection (Murtagh *et al.* 2000).

On the other hand, isidia have been associated with less harsh conditions (Ramírez Morán *et al.* 2016; Chuquimarca *et al.* 2019), because the larger size of propagules implies a higher investment in the production of lichen substances and a shorter dispersion, fostering their competitive ability in stable and preserved habitats (Ellis & Coppins 2007). The isidia structure enhances dispersion capabilities by means of fragmentation and increases the exposition of thallus surface in low light conditions, thus enhancing its photosynthetic rate (Koch *et al.* 2013). The isidia is also an effective reproductive structure in both low wind flow and high rain flow conditions (Giordani *et al.* 2014). In this study, isidia constituted an indicative trait of *Quercus* forest, reaching high proportions of CWM and being positively related to precipitation and elevation, but negatively to xerophytic shrubland, in agreement with the previous studies.

It has been demonstrated that soralia represent a successful long-distance dispersion strategy (Nelson *et al.* 2015: 1), an efficient colonizer on smooth surfaces (Giordani *et al.* 2014), and a resistant diaspore that can colonize high pH substrates (Giordani *et al.* 2012), because its small size carries both partners of the lichen symbiosis. Those features provide resistance to substrates like *Bursera fagaroides*, *Ipomoea murucoides* and *Manihot caudata*, where soralia has been frequently recorded and which are representative of subtropical shrublands (Siqueiros-Delgado *et al.* 2017).

Finally, this is the first study that examines lichen communities in different vegetation types in central Mexico and the first in Mexico to evaluate lichen community assemblages and the composition of functional traits. It is essential to highlight that there is a correspondence between indicator species and functional traits, which is also related to diversity patterns studied in many ecosystems (e.g., Soto-Medina *et al.* 2019; Hurtado *et al.* 2019; Koch *et al.* 2022). The above reinforces the proposal of using lichens as bioindicators and functional traits as innovative but easy tool to study community assemblages and lichen responses to environmental gradients (Ellis *et al.* 2021).

CONCLUSIONS

Beta diversity and functional composition analyses were able to differentiate among lichen communities in vegetation types of central Mexico, showing that several lichen species could be used as targets in conservation programs. Elevation and precipitation were important features of each vegetation type, influencing lichen community composition (inherently including a set of indicator species and functional traits). In addition, lichen growth forms, substrates, and reproductive structures were indicative traits of the different vegetation types, rather than photobionts.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Mexico) for the scholarship number 762521 provided to the first author and for giving financial support to the second author through grant 321671. To the Centro de Ciencias Básicas and the Biological Sciences Doctoral Program of the Universidad Autónoma de Aguascalientes (Mexico) for the academic and logistical support.

REFERENCES

- ÁLVAREZ I. & GUZMÁN-DÁVALOS L. 2009. — *Flavopunctelia* y *Punctelia* (Ascomycetes liquenizados) de Nueva Galicia, México. *Revista Mexicana de Micología* 29: 15–29. <https://www.scielo.org.mx/pdf/rmm/v29/v29a4.pdf>
- ANDERSON M. J., CRIST T. O., CHASE J. M., VELLEND M., INOUE B. D., FREESTONE A. L., SANDERS N. J., CORNELL H. V., COMITA L. S., DAVIES K. F., HARRISON S. P., KRAFT N. J. B., STEGEN J. C. & SWENSON N. G. 2011. — Navigating the multiple meanings of β diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14 (1): 19–28. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x>
- APROOT A. & VAN HERK C.M. 2007. — Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with *Trentepohlia* phycobionts. *Environmental Pollution* 146 (2): 293–298. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.018>
- ARAGÓN G., MARTÍNEZ I., HURTADO P., BENÍTEZ Á., RODRÍGUEZ C. & PRIETO M. 2019. — Using growth forms to predict epiphytic lichen abundance in a wide variety of forest types. *Diversity* 11 (4): 1–14.

<https://doi.org/10.3390/d11040051>

ARDILA A. I., MONCADA B. & LÜCKING R. 2014. — Epiphyte homogenization and de-diversification on alien *Eucalyptus* versus native *Quercus* forest in the Colombian Andes: a case study using lirellate Graphidaceae lichens. *Biodiversity and Conservation* 24 (5): 1239–1252. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0855-7>

ASPLUND J. & 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>

ASTA J., ERHARDT W., FERRETTI M., FORNASIER F., KIRSCHBAUM U., NIMIS P. L., PURVIS O. W., PIRINTSOS S., SCHEIDEGGER C. & VAN HALUWYN C. 2002. — Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality, in NIMIS P.L., SCHEIDEGGER C. & WOLSELEY P.A. (eds) *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. Springer, Dordrecht: 273–279. ISBN: 978-1-4020-0430-8

ÁVILA-VILLEGAS H., MELGAREJO E. D. & CRUZ-ANGÓN A. 2008 — *La Biodiversidad en Aguascalientes: Estudio de Estado*. CONABIO, [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad] IMAE, Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes] UAA, [Universidad Autónoma de Aguascalientes]. Mexico D.F., 384 p.

BELNAP J. 2002. — Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biology and Fertility of Soils* 35 (2): 128–135. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0452-x>

BELNAP J. & LANGE O. L. 2001. — *Biological soil crusts: Structure, Function and Management*, Springer, Würzburg: 496 p. ISBN 9783540437574

BENÍTEZ A., PRIETO M., GONZÁLEZ Y. & ARAGÓN G. 2012. — Effects of tropical montane forest disturbance on epiphytic macrolichens. *Science of The Total Environment* 441: 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.072>

BENÍTEZ A., PRIETO M. & ARAGÓN G. 2015. — Large trees and dense canopies: key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 88 (5): 521–527. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv022>

BENÍTEZ A., ARAGÓN G., GONZÁLEZ Y. & PRIETO M. 2018. — Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. *Ecological Indicators* 86: 18–26. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.021>

BOONPRAGOB K. & POLYIAM W. 2007. — Ecological groups of lichens along environmental gradients on two different host tree species in the tropical rain forest at Khao Yai National Park, Thailand. *Bibliotheca Lichenologica* 96: 25–48

BRANQUINHO C., MATOS P. & PINHO P. 2015. — Lichens as ecological indicators to track atmospheric changes:

future challenges, in LINDENMAYER D., BARTON P. & PIERSON J. (eds.), *Indicators and Surrogates of Biodiversity and Environmental Change*. CSIRO Publishing, Melbourne, Clayton South: p. 77–90. ISBN: 978-1-4863-0411-0

BRODO I.M., SHARNOFF S.D. & SHARNOFF S. 2001. — *Lichens of north America*. New Haven-Connecticut, Yale University Press, New Haven-Connecticut, 794p. ISBN: 978-0-300-08249-4

BRODO I., SHARNOFF S.D. & SHARNOFF S. 2016. — *Keys to lichens of North America: revised and expanded*. Yale University Press, New Haven-Connecticut, 427p. ISBN: 978-0-300-19573-6

CÁCERES M., LÜCKING R. & RAMBOLD G. 2008. — Corticolous microlichens in northeastern Brazil: habitat differentiation between coastal Mata Atlántica, Caatinga and Brejos de Altitude. *The Bryologist* 111 (1): 98–117. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2008\)111\[98:CMINBH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2008)111[98:CMINBH]2.0.CO;2)

CÁCERES M., LÜCKING R. & 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 (3): 117–136. <https://doi.org/10.1007/s11557-007-0532-2>

CALDERÓN-PATRÓN J.M., MORENO C.E., PINEDA-LÓPEZ R., SÁNCHEZ-ROJAS G. & ZURIA I. 2013. — Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: The role of spatial grain size, dispersal ability and distance. *PLoS ONE* 8 (12): 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082905>

CALVIÑO-CANCELA M., DE SILANES M.E.L., RUBIDO-BARÁ M. & URIBARRI J. 2013. — The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *Forest Ecology and Management* 291: 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>

CARVALHO J.C., CARDOSO P. & GOMES P. 2012. — Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography* 21 (7): 760–771. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00694.x>

CASTILLO-CAMPOS G., PÉREZ-PÉREZ R. E., CÓRDOVA-CHÁVEZ O., GARCÍA-FRANCO J.G. & CÁCERES M. 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>

CHUQUIMARCA L., GAONA F.P., IÑIGUEZ-ARMIJOS C. & BENÍTEZ Á. 2019. — Lichen Responses to Disturbance: Clues for Biomonitoring Land-use Effects on Riparian Andean Ecosystems. *Diversity* 11 (5): 73-98. <https://doi.org/10.3390/d11050073>

CNALH 2022. — Consortium of North American Lichen Herbaria Available from <https://lichenportal.org/cnalh/index.php> (last consultation on February 22, 2022)

CODDINGTON J.A., AGNARSSON I., MILLER J.A., KUNTNER M. & HORMIGA G. 2009. — Undersampling bias: the

null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology* 78:573-584.

CONABIO [COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD]. 2021. — Portal de geoinformación 2021 Available from <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (last consultation on 19 September 2021)

CONCOSTRINA-ZUBIRI L., MARTÍNEZ I., RABASA S. & ESCUDERO A. 2014: 1. — The influence of environmental factors on biological soil crust: from a community perspective to a species level approach. *Journal of Vegetation Science* 25 (2): 503–513. <https://doi.org/10.1111/jvs.12084>

CONCOSTRINA-ZUBIRI L., PESCADOR D.S., MARTÍNEZ I. & ESCUDERO A. 2014: 2. — Climate and small scale factors determine functional diversity shifts of biological soil crusts in Iberian drylands. *Biodiversity and Conservation* 23 (7): 1757–1770. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0683-9>

CÓRDOVA-CHÁVEZ O., CASTILLO-CAMPOS G., PÉREZ-PÉREZ R., GARCÍA-FRANCO J. & CÁCERES M. 2016. — Alpha diversity of lichens associated with *Quercus laurina* in a Mountain Cloud Forest at Cofre de Perote eastern slope (La Cortadura), Veracruz, Mexico. *Cryptogamie, Mycologie* 37 (2): 193–204. <https://doi.org/10.7872/crym/v37.iss2.2016.193>

CORNELISSEN J., LANG S.I., SOUDZILOVSKAIA N. A & DURING H.J. 2007. — Comparative cryptogam ecology: a review of bryophyte and lichen traits that drive biogeochemistry. *Annals of Botany* 99 (5): 987–1001. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm030>

CORRALES, A., BENJUMEA, C., & GOMEZ-MONTOYA, N. 2022. — Diversity, Functional Groups, and Community Structure of Fungi of Colombia, in , in DE ALMEIDA, R. F., LÜCKING, R., VASCO-PALACIOS, A., GAYA, E. & DIAZGRANADOS, M. (eds.). Catalogue of Fungi of Colombia. Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew, London: 139-150.

CUERVO-ROBAYO A.P., URETA C., GÓMEZ-ALBORES M.A., MENESES-MOSQUERA A.K., TÉLLEZ-VALDÉS O. & MARTÍNEZ-MEYER E. 2020. — One hundred years of climate change in Mexico. *PLoS One* 15 (7): e0209808. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209808>

DEBOLT A.M., ROSENRETER R. & MARTIN E.P. 2007. — Macrolichen diversity in subtropical forests of north-central Florida. *Bryologist* 110 (2): 254–265. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2007\)110\[254:MDISFO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2007)110[254:MDISFO]2.0.CO;2)

DÍAZ S. & CABIDO M. 2001. — Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16 (11): 646–655. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

DROISSART, V., HARDY, O. J., SONKÉ, B., DAHDYOUH-GUEBAS, F., & STÉVART, T. (2012). Subsampling herbarium collections to assess geographic diversity gradients: a case study with endemic Orchidaceae and Rubiaceae in Cameroon. *Biotropica* 44(1): 44-52. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00777.x>

ELLIS C. 2012. — Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14 (2): 131–152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001>

ELLIS C. & COPPINS B. 2007. — Reproductive strategy and the compositional dynamics of crustose lichen communities on aspen (*Populus tremula* L.) in Scotland. *The Lichenologist* 39 (4): 377–391. <https://doi.org/10.1017/S0024282907006937>

ELLIS C.J., ASPLUND J., BENESPERI R., BRANQUINHO C., NUZZO L. DI, HURTADO P., MART I., MATOS P., NASCIBENE J., PINHO P., ROCHA B., RODR C., THÜS H. & GIORDANI P. 2021. — Functional Traits in Lichen Ecology: A Review of Challenge and Opportunity. *Microorganisms* 9 (4): 776. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9040766>

GAUSLAA Y. 2014. — Rain, dew, and humid air as drivers of morphology, function and spatial distribution in epiphytic lichens. *The Lichenologist* 46 (1): 1–16. <https://doi.org/10.1017/S0024282913000753>

GIORDANI P., BRUNIALTI G., BACARO G. & NASCIBENE J. 2012. — Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators* 18: 413–420. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.006>

GIORDANI P., INCERTI G., RIZZI G., RELINI I., NIMIS P. L. & MODENESI P. 2014. — Functional traits of cryptogams in Mediterranean ecosystems are driven by water, light and substrate interactions. *Journal of Vegetation Science* 25 (3): 778–792. <https://doi.org/10.1111/jvs.12119>

GIORDANI P., RIZZI G., CASELLI A., MODENESI P., MALASPINA P. & MARIOTTI M.G. 2016. — Fire affects the functional diversity of epilithic lichen communities. *Fungal Ecology* 20: 49–55. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.11.003>

GREGORIO-CIPRIANO M., GÓMEZ-PERALTA M. & ÁLVAREZ I. 2016. — Líquenes cortícolas de las áreas urbanas y suburbanas de Morelia, Michoacán, México. *Botanica Complutensis* 40: 9-21 <https://doi.org/10.5209/BOCM.53195>

GUEVARA M. & ARROYO-CRUZ C. E. 2016. — Modelo digital de elevaciones sin oquedades resolución 1km. http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/filled_demgw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no%0ADescripción . (last consultation on 12 February 2022).

GUTIÉRREZ-LARRUGA B., ESTÉBANEZ-PÉREZ B. & OCHOA-HUESO R. 2020. — Effects of Nitrogen Deposition on the Abundance and Metabolism of Lichens: A Meta-analysis. *Ecosystems* 23 (4): 783–797. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00431-4>

HAUCK M., DULAMSUREN C. & MÜHLENBERG M. 2007. — Lichen diversity on steppe slopes in the northern Mongolian mountain taiga and its dependence on microclimate. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 202 (7): 530–546. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2006.11.003>

HAWKSWORTH D. L. & GRUBE M. 2020. — Lichens redefined as complex ecosystems. *New Phytologist* 227 (5): 1281–1283. <https://doi.org/10.1111/nph.16630>

HAWKSWORTH D. L., ITURRIAGA T. & CRESPO A. 2005. — Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medioambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología* 22 (2): 71–82. [https://doi.org/10.1016/S1130-1406\(05\)70013-9](https://doi.org/10.1016/S1130-1406(05)70013-9)

HEDENÅS H. & ERICSON L. 2000. — Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. *Biological Conservation* 93 (1): 43–53. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00113-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00113-5)

HEINO J., ALAHUHTA J., FATTORINI S. & SCHMERA D. 2019. — Predicting beta diversity of terrestrial and aquatic beetles using ecogeographical variables: insights from the replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography* 46 (2): 304–315. <https://doi.org/10.1111/jbi.13485>

HERRERA-CAMPOS M. A., LÜCKING R., PÉREZ-PÉREZ R. E., MIRANDA-GONZÁLEZ R., SÁNCHEZ N., BARCENAS-PEÑA A., CARRIZOSA A., ZAMBRANO A., RYAN B. & NASH T. 2014. — Biodiversidad de líquenes en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 82–99. <https://doi.org/10.7550/rmb.37003>

HERRERA-CAMPOS M. A. & LÜCKING R. 2003. — The foliicolous lichen flora of Mexico II. New species from the montane forest in Oaxaca and Puebla. *The Bryologist* 106 (1): 1–8. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2003\)106\[0001:TFLFOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2003)106[0001:TFLFOM]2.0.CO;2)

HOLLINGER J. & NOELL N. 2020. — New Reports of Great Basin Desert Lichens in California. *Bulletin of the California Lichen Society* 27 (2): 47–55

HURTADO P., PRIETO M., MARTÍNEZ-VILALTA J., GIORDANI P., ARAGÓN G., LÓPEZ-ANGULO J., KOŠUTHOVÁ A., MERINERO S., DÍAZ-PEÑA E.M., ROSAS T., BENESPERI R., BIANCHI E., GRUBE M., MAYRHOFER H., NASCIBENE J., WEDIN M., WESTBERG M. & MARTÍNEZ I. 2020. — Disentangling functional trait variation and covariation in epiphytic lichens along a continent-wide latitudinal gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287: 20192862. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2862>

HURTADO P., PRIETO M., ARAGÓN G., ESCUDERO A. & MARTÍNEZ I. 2019. — Critical predictors of functional, phylogenetic and taxonomic diversity are geographically structured in lichen epiphytic communities. *Journal of Ecology* 107 (5): 2303–2316. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13189>

INEGI [INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA] 2017. — Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (last consultation on 12 February 2022)

JAMES S.A., SOLTIS P.S., BELBIN L., CHAPMAN A.D., NELSON G., PAUL D.L. & COLLINS M. 2018. — Herbarium data: Global biodiversity and societal botanical needs for novel research. *Applications in Plant Sciences* 6 (2): e1024. <https://doi.org/10.1002/aps3.1024>

JÜRIADO I., KÄMÄRÄ M.-L. & OJA E. 2016. — Environmental factors and ground disturbance affecting the composition of species and functional traits of ground layer lichens on grey dunes and dune heaths of Estonia. *Nordic Journal of Botany* 34 (2): 244–255. <https://doi.org/10.1111/njb.00936>

KÄFFER M.I., GANADE G. & MARCELLI M.P. 2009. — Lichen diversity and composition in Araucaria forests and tree monocultures in southern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18 (13): 3543–3561. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9659-6>

KÄFFER M.I., MARCELLI M.P. & GANADE G. 2010. — Distribution and composition of the lichenized mycota in a landscape mosaic of southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 24 (3): 790–802. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000300022>

KÄFFER M.I., MARTINS S., ALVES C., PEREIRA V.C., FACHEL J. & VARGAS V. 2011. — Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecological Indicators* 11 (5): 1319–1332 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.006>

KITAURA M.J., KOCH N., LUCHETA F., KÄFFER M.I., SCHMITT J.L., PEDROSO J., MARTINS S., RODRIGUES A.S. & CANÊZ L.S. 2019. — A new species and new records of *Leptogium* (Ach.) Gray (Collemaataceae, Peltigerales) from Rio Grande do Sul State with an identification key for the genus. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias* 91 (1): e20180313. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180313>

KOCH N., MARTINS S., LUCHETA F., MÜLLER S. C. 2013. — Functional diversity and traits assembly patterns of lichens as indicators of successional stages in a tropical rainforest. *Ecological Indicators* 34: 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.012>

KOCH N., BRANQUINHO C., MATOS P., PINHO P., LUCHETA F., MARTINS S. & VARGAS V. 2016. — The application of lichens as ecological surrogates of air pollution in the subtropics: a case study in South Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* 23 (20): 20819–20834. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7256-2>

KOCH N., MATOS P., BRANQUINHO C., PINHO P., LUCHETA F., MARTINS S. & VARGAS V. 2019. — Selecting lichen functional traits as ecological indicators of the effects of urban environment. *Science of the Total Environment* 654: 705–713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.107>

KOCH N., STANTON D., MÜLLER S. C., DUARTE L. & SPIELMANN A. 2022. — Nuanced qualitative trait approaches reveal strong environmental filtering and phylogenetic constraints on lichen communities during tropical forest succession. *Ecosphere* 13 (4): e4042. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4042>

KRAFT N. J. B., ADLER P. B., GODOY O., JAMES E. C., FULLER S. & LEVINE J.M. 2015. — Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29 (5): 592–599. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>

LAKATOS M., RASCHER U. & BÜDEL B. 2006. — Functional characteristics of corticolous lichens in the

understory of a tropical lowland rain forest. *New Phytologist* 172 (4): 679–695. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01871.x>

LALLEY J.S., VILES H. A., HENSCHER J. R. & LALLEY V. 2006. — Lichen-dominated soil crusts as arthropod habitat in warm deserts. *Journal of Arid Environments* 67 (4): 579–593. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.03.017>

LAVOREL S. & GARNIER E. 2002. — Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16 (5): 545–556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>

LEAVITT S.D., HOLLINGER J., SUMMERHAYS S., MUNGER I., ALLEN J. & SMITH B. 2021. — Alpine lichen diversity in an isolated sky island in the Colorado Plateau, USA—Insight from an integrative biodiversity inventory. *Ecology and Evolution* 11 (16): 11090–11101. <https://doi.org/10.1002/ece3.7896>

LEGENDRE P., GALZIN R. & HARMELIN-VIVIEN M. L. 1997. — Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78 (2): 547–562. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0547:RBTHST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0547:RBTHST]2.0.CO;2)

LEÓN-GONZÁLEZ D. & PÉREZ-PÉREZ R. E. 2020. — Líquenes epífitos en *Juniperus flaccida* Schldl. (Cupressaceae)- Componente importante de los bosques templados de Oaxaca, México. *Acta Biológica Colombiana* 25 (2): 235-245. <https://doi.org/10.15446/abc.v25n2.77238>

LI S., LIU W. Y. & LI D. W. 2013. — Epiphytic lichens in subtropical forest ecosystems in southwest China: Species diversity and implications for conservation. *Biological Conservation* 159: 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.027>

LLOP E., PINHO P., RIBEIRO M. C., PEREIRA M. J. & BRANQUINHO C. 2017. — Traffic represents the main source of pollution in small Mediterranean urban areas as seen by lichen functional groups. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (13): 12016–12025. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8598-0>

LUCHETA F., MOSSMANN KOCH N., KÄFFER M. I., PLANGG RIEGEL R., MARTINS S., SCHMITT J. L., KOCH N., ISABEL M. & PLANGG R. 2019. — Lichens as indicators of environmental quality in southern Brazil: An integrative approach based on community composition and functional parameters. *Ecological Indicators* 107: 105587. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105587>

LÜCKING R. 1998. — Ecology of foliicolous lichens at ‘Botarrama’ trail (Costa Rica) a Neotropical Rain Forest. III. Phorophyte ranges and patterns of phorophyte preferences. *Phyton* 38 (1): 195–219. <https://doi.org/10.1006/lich.1998.0186>

LÜCKING R., VILLASEÑOR J. L., HERRERA-CAMPOS M. A., PÉREZ-PÉREZ R. E., EGAN R. S., ESSLINGER T. L. & NASH III T. H. 2016: 1. — Phylogenetic structure of metacommunities in Mexican Parmeliaceae (lichenized Ascomycota: Lecanorales). *Bibliotheca Lichenologica* 110: 27–54

LÜCKING R., HODKINSON B. P. & LEAVITT S. 2016: 2. — The 2016 classification of lichenized fungi in the Ascomycota and Basidiomycota—Approaching one thousand genera. *The Bryologist* 119 (4): 361–416. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-119.4.361>

LÜCKING R., LEAVITT S. & 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 p. <https://doi.org/10.1007/s13225-021-00477-7>

MARINI L., NASCIBENE J., NIMIS P.L., LUIGI P. & NIMIS P. L. 2011. — Large-scale patterns of epiphytic lichen species richness: Photobiont-dependent response to climate and forest structure. *Science of The Total Environment* 409 (20): 4381–4386. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.010>

MARTÍNEZ-CALDERÓN V., SIQUEIROS-DELGADO M. & MARTÍNEZ-RAMÍREZ J. 2017. — Checklist of the genus *Quercus* (Fagaceae) of Aguascalientes, México. *Check List* 13 (1): 1–22. <https://doi.org/10.15560/13.1.2045>

MARMOR L., TÖRRA T., SAAG L. & RANDLANE T. 2011. — Effects of forest continuity and tree age on epiphytic lichen biota in coniferous forests in Estonia. *Ecological Indicators* 11 (5): 1270–1276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.009>

MATOS P., PINHO P., ARAGÓN G., MARTÍNEZ I., NUNES A., SOARES A. M., BRANQUINHO C., AMADEU S. & BRANQUINHO C. 2015. — Lichen traits responding to aridity. *Journal of Ecology* 103 (2): 451–458. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12364>

MATOS P., VIEIRA J., ROCHA B., BRANQUINHO C. & PINHO P. 2019. — Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. *Science of The Total Environment* 665: 521–530. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.023>

MCCUNE B. 2000. — Lichen communities as indicators of forest health. *The Bryologist* 103 (2): 353–356 [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2000\)103\[0353:LCAIOF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2000)103[0353:LCAIOF]2.0.CO;2)

MCCUNE B. 2015. — The front door to the fourth corner: variations on the sample unit × trait matrix in community ecology. *Community Ecology* 16 (2): 267–271. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.2.14>

MCCUNE B. & MEFFORD M. J. 2018. — *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 7.08. MJM Software, Gleneden Beach.

MIGUEL-VÁZQUEZ M., SIMIJACA D., PÉREZ-PÉREZ R. E. & OCAMPO G. 2021. — Lichenized fungi of the arid zones of central Mexico : new records for the country and the state of Aguascalientes. *Sydowia* 74 (May): 15–31. <https://doi.org/10.12905/0380.sydowia74-2021-0015>

MIRANDA-GONZÁLEZ R. & MCCUNE B. 2020. — The weight of the crust: Biomass of crustose lichens in tropical dry forest represents more than half of foliar biomass. *Biotropica* 52 (6): 1298–1308. <https://doi.org/10.1111/btp.12837>

MONCADA, B., COCA, L. F., DÍAZ-ESCADÓN, D., JARAMILLO-CIRO, M., SIMIJACA, D. SOTO-MEDINA, E. & LÜCKING, R. 2022. — Chapter 6: Diversity, ecogeography, and importance of lichens of Colombia. Pp. 77–90, in DE ALMEIDA, R. F., LÜCKING, R., VASCO-PALACIOS, A., GAYA, E. & DIAZGRANADOS, M. (eds.). *Catalogue of Fungi of Colombia*. Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew, London: 77-91.

MONGKOLSUK P., MEESIM S., POENGSUNGOEN V., BUARUANG K., SCHUMM F. & KALB K. 2015. — The lichen family Physciaceae in Thailand—II. Contributions to the genus *Heterodermia* sensu lato. *Phytotaxa* 235: 1–66 p. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.235.1.1>

MURTAGH G. J., DYER P. S. & CRITTENDEN P. D. 2000. — Sex and the single lichen. *Nature* 404: 564. <https://doi.org/10.1038/35007142>

NASCIMBENE J., BENESPERI R., BRUNIALTI G., CATALANO I., VEDOVE M. D., GRILLO M., ISOCRONO D., MATTEUCCI E., POTENZA G., PUNTILLO D., PUNTILLO M., RAVERA S., RIZZI G. & GIORDANI P. 2013. — Patterns and drivers of β -diversity and similarity of *Lobaria pulmonaria* communities in Italian forests. *Journal of Ecology* 101 (2): 493–505. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12050>

NASCIMBENE J. & MARINI L. 2015. — Epiphytic lichen diversity along elevational gradients: biological traits reveal a complex response to water and energy. *Journal of Biogeography* 42 (7): 1222–1232. <https://doi.org/10.1111/jbi.12493>

NASCIMBENE J. & SPITALE D. 2017. — Patterns of beta-diversity along elevational gradients inform epiphyte conservation in alpine forests under a climate change scenario. *Biological Conservation* 216: 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.021>

NASCIMENTO E., MAIA L. C., CÁCERES M. & LÜCKING R. 2021. — Phylogenetic structure of lichen metacommunities in Amazonian and Northeast Brazil. *Ecological Research* 36 (3): 440–463. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12206>

NASH III T., RYAN B., GRIES C. & BUNGARTZ F. 2002. — *Lichen flora of the greater Sonoran desert region*. Lichens Unlimited, Arizona State University, Tempe. ISBN: 9780971675902

NASH III T., RYAN B., DIEDERICH P., GRIES C. & BUNGARTZ F. 2004. — *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol II*. Lichens Unlimited, Arizona State University, Tempe. ISBN: 978-0-97167591-9

NASH III T., RYAN B., DIEDERICH P., GRIES C. & BUNGARTZ F. 2007. — *Lichen flora of the greater Sonoran desert region, Vol III*. Lichens Unlimited, Arizona State University, Tempe. ISBN: 978-0-97-167590-2

NELSEN M.P., LÜCKING R., BOYCE C.K., LUMBSCH H.T. & REE R.H. 2020. — The macroevolutionary dynamics of symbiotic and phenotypic diversification in lichens. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 117 (35): 21495–21503. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001913117>

NELSON P.R., MCCUNE B., ROLAND C. & STEHN S. 2015: 1. — Non-parametric methods reveal non-linear

functional trait variation of lichens along environmental and fire age gradients. *Journal of Vegetation Science* 26 (5): 848–865. <https://doi.org/10.1111/jvs.12286>

NELSON P.R., MCCUNE B. & SWANSON D.K. 2015: 2. — Lichen traits and species as indicators of vegetation and environment. *The Bryologist* 118 (3): 252–263 <https://doi.org/10.1639/0007-2745-118.3.252>

NIMIS P.L., SCHEIDEGGER C. & WOLSELEY P. A. 2002. — *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*, NATO Science Series. Springer, Dordrecht. ISBN: 978-1-4020-0430-8

NORDÉN B., PALTTO H., CLAEISSON C. & GÖTMARK F. 2012. — Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. *Forest Ecology and Management* 270: 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.014>

NUALART N., IBÁÑEZ N., SORIANO I. & LÓPEZ-PUJOL J. 2017. — Assessing the relevance of herbarium collections as tools for conservation biology. *The Botanical Review* 83 (3): 303–325. <https://doi.org/10.1007/s12229-017-9188-z>

OTÁLORA M., JØRGENSEN P. & WEDIN M. 2014. — A revised generic classification of the jelly lichens, Collemataceae. *Fungal Diversity* 64 (1): 275–293. <https://doi.org/10.1007/s13225-013-0266-1>

PALMQVIST K. & SUNDBERG B. 2000. — Light use efficiency of dry matter gain in five macro-lichens: Relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant Cell and Environment*. 23 (1): 1–14. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2000.00529.x>

PÉREZ-PÉREZ R. E. 2005. — *Impacto del manejo forestal en los macrolíquenes cortícolas de Pinus patula (Schl. & Cham) en la Sierra de Juárez, Oaxaca*. Tesis Doctoral. Doctorado en Recursos Bióticos. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. PÉREZ-PÉREZ R. E., MIRAMONTES-ROJAS N. & AGUILAR-ROSALES J. 2008. — Macrolíquenes cortícolas en dos especies de coníferas del Parque Nacional Lagunas de Zempoala. *Acta Universitaria* 18 (2): 33–39. <https://doi.org/10.15174/au.2008.147>

PÉREZ-PÉREZ R. E., QUIROZ H., HERRERA-CAMPOS M. & GARCIA 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. *Bibliotheca Lichenologica* 106: 243–258

PÉREZ-PÉREZ R. E. & GUZMÁN G. 2015. — Especies de *Parmotrema* en un bosque mesófilo de montaña convertido en zona urbana en Xalapa, Veracruz, México. *Bosque* 36 (3): 357–362. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002015000300003>

PÉREZ-PÉREZ R. E., CASTILLO-CAMPOS G. & CÁCERES M. 2015. — Diversity of corticolous lichens in Cloud Forest remnants in La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México in relation to phorophytes and habitat fragmentation. *Cryptogamie, Mycologie* 36 (1): 79–92. <https://doi.org/10.7872/crym.v36.iss1.2015.79>

PETŘÍK P., PERGL J., & WILD J. 2010. — Recording effort biases the species richness cited in plant distribution

atlases. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12(1): 57-65.

PINHO P., DIAS T., CRUZ C., SIM TANG Y., SUTTON M.A., MARTINS-LOUÇÃO M.-A., MÁGUAS C. & BRANQUINHO C. 2011. — Using lichen functional diversity to assess the effects of atmospheric ammonia in Mediterranean woodlands. *Journal of Applied Ecology* 48 (5): 1107–1116. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02033.x>

PRIETO M., MARTÍNEZ I., ARAGÓN G. & VERDÚ M. 2017. — Phylogenetic and functional structure of lichen communities under contrasting environmental conditions. *Journal of Vegetation Science* 28 (4): 871–881. <https://doi.org/10.1111/jvs.12544>

QGIS DEVELOPMENT TEAM 2016. — *QGIS geographic information system*. Open source geospatial Foundation Project.

RAMÍREZ-MORÁN N.A., LEÓN-GÓMEZ M. & LÜCKING R. 2016. — Uso de biotipos de líquenes como bioindicadores de perturbación en fragmentos de bosque altoandino (Reserva Biológica “Encenillo”, Colombia). *Caldasia* 38 (1): 31–52. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v38n1.57821>

RAMÍREZ-PEÑA D.A. 2019. — *Diversidad y distribución vertical de los líquenes cortícolas de *Alnus acuminata* subsp. *arguta* en la reserva ecológica La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México*. Tesis de Maestría. INECOL A.C. 51 p.

RAPAI S.B., MCMULLIN R.T. & NEWMASER S.G. 2012. — The importance of macrolichen traits and phylogeny in forest community assemblage along a high elevation gradient in southwestern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 274: 231–240. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.018>

RIVAS-PLATA E., LÜCKING R. & LUMBSCH H.T. 2008. — When family matters: an analysis of Thelotremaaceae (Lichenized Ascomycota: Ostropales) as bioindicators of ecological continuity in tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 17 (6): 1319–1351. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9289-9>

ROSABAL D., BURGAZ A.R. & REYES O.J. 2013. — Substrate preferences and phorophyte specificity of corticolous lichens on five tree species of the montane rainforest of Gran Piedra, Santiago de Cuba. *The Bryologist* 116 (2): 113–121. <https://doi.org/10.1639/0007-2745-116.2.113>

RUBIANO J. & CHAPARRO M. 2006. — Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epífitos). *Acta Biológica Colombiana* 11 (2): 82–102 <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/63326>

SEYMOUR F.A., CRITTENDEN P.D. & DYER P.S. 2005. — Sex in the extremes: Lichen-forming fungi. *Mycologist* 19 (2): 51–58. <https://doi.org/10.1017/S0269915X05002016>

SIMIACA D., MONCADA B. & LÜCKING R. 2018. — Bosque de roble o plantación de coníferas, ¿qué prefieren los líquenes epífitos? *Colombia Forestal* 21 (2): 123–141. <https://doi.org/10.14483/2256201X.12575>

SIMIACA D., PÉREZ-PÉREZ R. E., ESCOTO-MORENO J., & OCAMPO G. 2023. Multiple new records of lichenized fungi for Aguascalientes, with the assessment of the conservation status of two endemic species of Mexico. *Botanical Sciences*, 100(1). <https://doi.org/10.17129/botsci.3179>

SIPMAN H.J.M. 1996. Corticolous lichens in GRADSTEIN SR, HIETZ P, LÜCKING R, LÜCKING A, SIPMAN HJM, VESTER HFM, WOLF JHD, GARDETTE E (eds) How to sample the epiphytic diversity of tropical rainforests. *Ecotropica* 2:66–67.

SIQUEIROS-DELGADO M.E., RODRÍGUEZ-AVALOS J.A., MARTÍNEZ-RAMÍREZ J. & SIERRA-MUÑOZ J.C. 2016. — Situación actual de la vegetación del estado de Aguascalientes, México. *Botanical Sciences* 94 (3): 455–470. <https://doi.org/10.17129/botsci.466>

SIQUEIROS-DELGADO M., RODRÍGUEZ-AVALOS J., MARTÍNEZ-RAMÍREZ J., SIERRA-MUÑOZ J.C. & GARCÍA-REGALADO G. 2017. — *Vegetación del estado de Aguascalientes*. Aguascalientes, México, Universidad Autónoma de Aguascalientes, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). https://editorial.uaa.mx/docs/ve_vegetacion_aguascalientes.pdf

SOLIVERES S. & ELDRIDGE D.J. 2020. — Dual community assembly processes in dryland biocrust communities. *Functional Ecology* 34 (4): 877–887. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.13521>

SOTO-MEDINA E., LÜCKING R., SILVERSTONE-SOPKIN P.A. & TORRES A.M. 2019. — Changes in functional and taxonomic diversity and composition of corticolous lichens in an altitudinal gradient in Colombia. *Cryptogamie, Mycologie* 40 (6): 97–115. <https://doi.org/10.5252/cryptogamie-mycologie2019v40a6>

SOTO E., LÜCKING R. & 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 <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i2.4017>

TOLEDO V. & ORDOÑEZ J. 2009. — *Zonas ecológicas de México, Escala: 1:1000000*. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. (last consultation on June 12, 2022)

TRIPP E.A., LENDEMER J.C., BARBERÁN A., DUNN R.R. & FIERER N. 2016. — Biodiversity gradients in obligate symbiotic organisms: exploring the diversity and traits of lichen propagules across the United States. *Journal of Biogeography* 43 (8): 1667–1678. <https://doi.org/10.1111/jbi.12746>

VIOLLE C., NAVAS M.-L., VILE D., KAZAKOU E., FORTUNEL C., HUMMEL I. & GARNIER E. 2007. — Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116 (5): 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>

WICKHAM H. 2011. — ggplot2. *WIREs Computational Statistics* 3 (2): 180–185. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/wics.147>

WOLF J. 1993. — Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80 (4): 928–960.

<https://doi.org/10.2307/2399938>

WOLF J.H.D. 1994. — Factors controlling the distribution of vascular and non-vascular epiphytes in the northern Andes. *Vegetatio* 112 (1): 15–28. <https://doi.org/10.1007/BF00045096>

ZAMBRANO A., NASH T.H. & HERRERA-CAMPOS M. 2000. — Lichen Decline in Desierto de los Leones (Mexico City). *The Bryologist* 103 (3): 428–441. [https://doi.org/10.1639/0007-2745\(2000\)103\[0428:LDIDDL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0007-2745(2000)103[0428:LDIDDL]2.0.CO;2)

ZÁRATE-ARIAS N., MORENO-PALACIOS M. & TORRES-BENÍTEZ A. 2019. — Diversity, phorophyte specificity and microenvironmental preferences of corticolous lichens in a sub-Andean forest in the Centro region of Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 43 (169): 737–745. <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.886>

ZHOU, Y., CHEN, S., HU, G., MWACHALA, G., YAN, X., & WANG, Q. 2018 — Species richness and phylogenetic diversity of seed plants across vegetation zones of Mount Kenya, East Africa. *Ecology and Evolution* 8(17): 8930-8939.

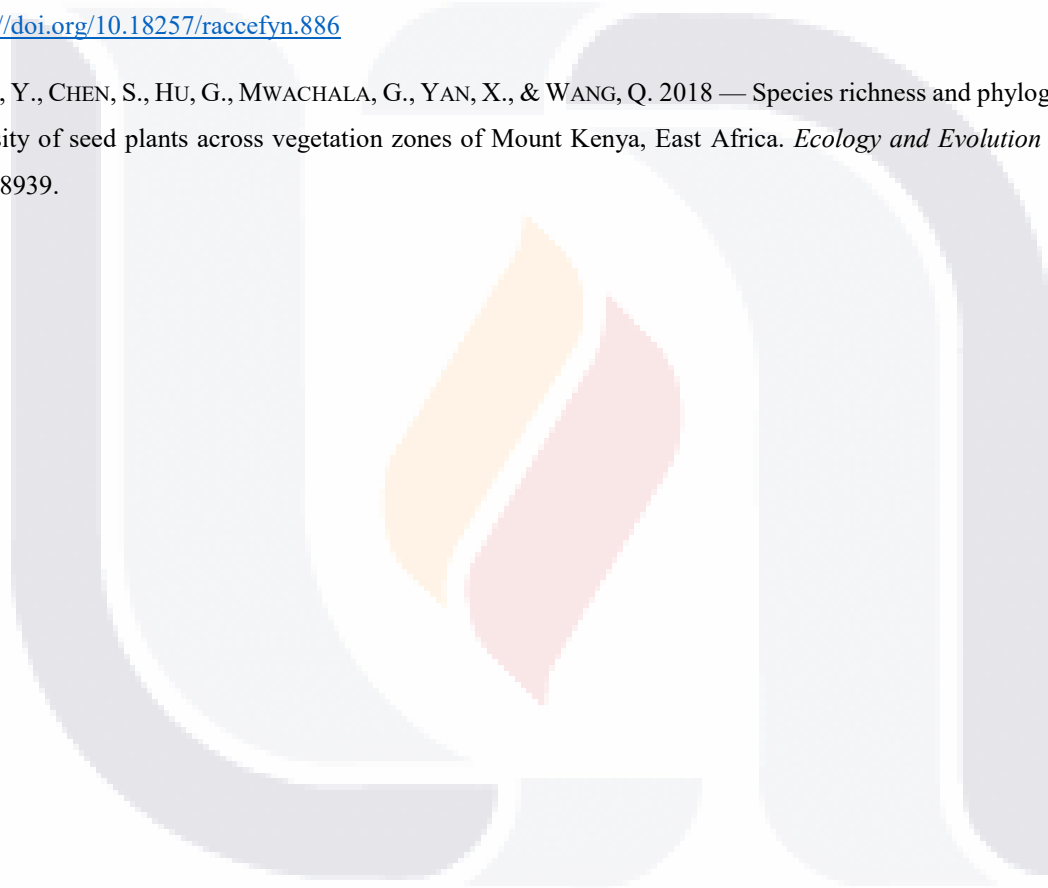


TABLE 1.— Environmental variables and species richness values of the study sites.

Vegetation	Site	Latitude	Longitude	Elev	Temp (°C)	Precip (mm/y)	Rich
Xerophytic shrubland	Boca de Túnel	22.2344	-102.4368	2113	16.4	517.5	14
	Buenos Aires	21.9225	-102.5795	2272	16.2	635.6	13
	Campus Sur UAA	21.7794	-102.2942	1900	17.4	522.3	17
	Cerro El Capulín	22.2445	-102.1532	2172	16.2	476.1	12
	El Tule	22.0738	-102.0771	2001	16.8	458.2	14
	Gracias a Dios	21.9312	-102.4837	2028	17.1	568.3	9
	Jocoqui	22.1466	-102.3662	2032	16.9	493.7	10
	Juan el Grande	21.9350	-101.9264	2238	16.2	495.4	15
	Mirasoles	22.3068	-102.4313	2291	15.8	543.1	21
	Pabellón Hidalgo	22.1856	-102.3409	2051	16.9	474.3	10
	Presa de Natillas	22.3486	-102.3298	2220	16.3	476.3	17
<i>Quercus</i> forest	Barranca del Toro	22.2585	-102.6348	2880	13.5	661.1	17
	Cerro	21.8779	-102.4229	2272	15.8	624.4	24
	Picacho						
	EBAZ	22.0937	-102.5615	2280	16.1	597.9	50
	Los	21.7345	-102.7135	2357	15.2	717.7	37
	Alamitos						
	Monte grande	22.2836	-102.6031	2872	12.7	654.9	44
Sierra Fría	22.0618	-102.7409	2758	14.7	695.9	28	
Subtropical shrubland	Adobes	21.8022	-102.6877	1936	17.4	643.7	40
	Arquitos	21.9204	-102.4019	2005	17.3	532	18
	Codorniz a	22.0130	-102.6677	1830	17.4	596.2	16
	Codorniz b	22.0101	-102.6732	1821	17.4	596.2	32
	Jaltiche de Abajo	21.7773	-102.8167	1553	19.0	595.7	20
	Palo Alto	22.0564	-102.6688	2027	16.7	602.4	16
	Posta UAA	21.9827	-102.3757	1946	17.0	533.3	14
	Terrero de la Labor	22.0743	-102.6872	2480	15.6	648.2	7

*Elev: Elevation, Temp: Mean annual temperature, Precip: Mean annual precipitation, Rich: Lichen species richness per site

TABLE 2. — Completeness of opportunistic sampling in all sites and vegetation types.

Index	All sites	Xerophytic shrubland	Subtropical shrubland	<i>Quercus</i> forest
Observed species	218	85	90	132
Chao 2	224	87	97	149
Chao 2 completeness (%)	97.32	97.70	92.78	88.59
Jackknife 1	226	88	92	133
Jackknife 1 completeness (%)	96.46	96.59	97.83	99.25

TABLE 3. — Lichen indicator species analysis for the three vegetation types. No indicator species was retrieved for the xerophytic shrubland.

Species	Group	IV	Mean	SD	p
<i>Physcia biziana</i> (A. Massal.) Zahlbr.	Subtropical shrubland	70.4	26.1	8.3	0.002
<i>Leptogium pseudofurfuraceum</i> P.M. Jørg. & Wallace	<i>Quercus</i> forest	66.7	18.1	9.21	0.004
<i>Ochrolechia mexicana</i> Vain.	<i>Quercus</i> forest	66.7	17.3	8.52	0.001
<i>Parmotrema acutatatum</i> Kurok.	<i>Quercus</i> forest	66.7	17.9	9.36	0.003
<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy	<i>Quercus</i> forest	51.1	22.6	9.43	0.015
<i>Flavopunctelia praesignis</i> (Nyl.) Hale	<i>Quercus</i> forest	50	15.9	8.85	0.011
<i>Haematomma flexuosum</i> Hillm.	<i>Quercus</i> forest	50	15.2	8.34	0.007
<i>Lecanora caesiorubella</i> Ach.	<i>Quercus</i> forest	50	16.1	8.57	0.009
<i>Polyblastidium hypoleucum</i> (Ach.) Kalb	<i>Quercus</i> forest	50	15.1	8.22	0.008
<i>Usnea florida</i> (L.) Weber ex F.H. Wigg.	<i>Quercus</i> forest	50	16.2	9.13	0.018
<i>Phaeophyscia nashii</i> Essl.	Subtropical shrubland	46.2	19.1	9.25	0.019
<i>Punctelia caseana</i> Lendemmer & Hodk.	<i>Quercus</i> forest	39.8	16.9	8.7	0.035
<i>Parmotrema subtinctorium</i> (Zahlbr.) Hale	<i>Quercus</i> forest	33.3	13.1	7.05	0.046
<i>Usnea subfusca</i> Stirton	<i>Quercus</i> forest	33.3	13	7.19	0.046

*IV:Importance value

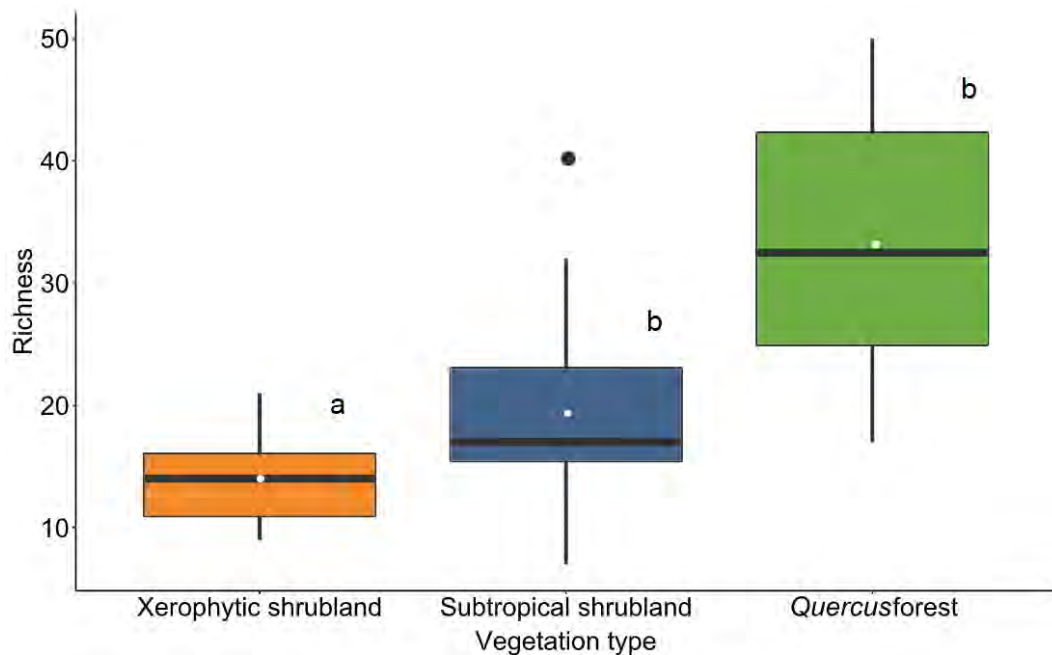
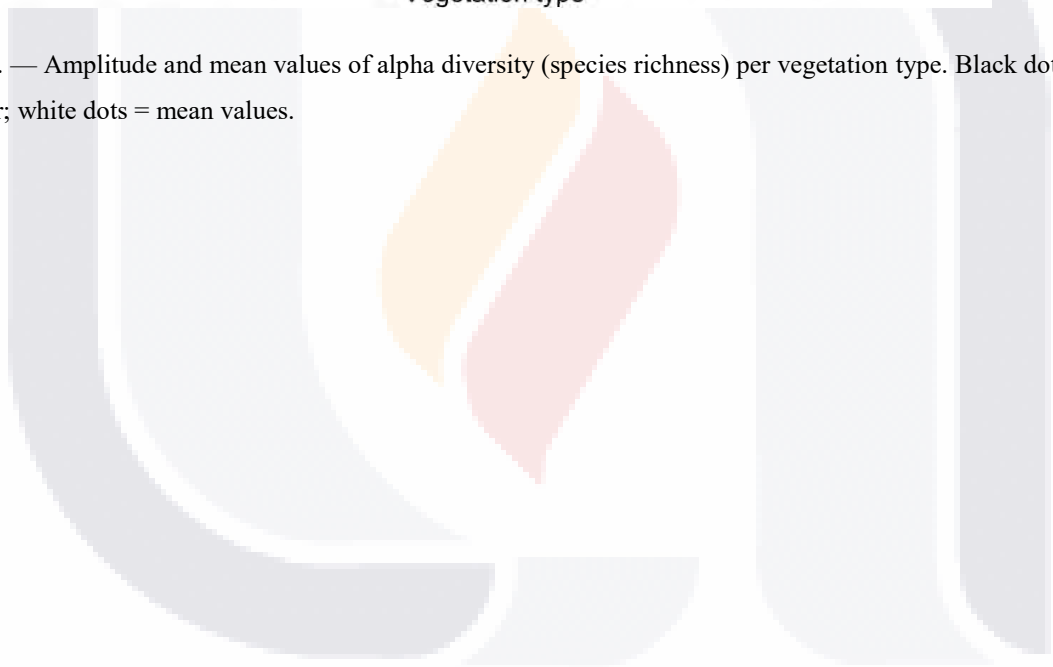
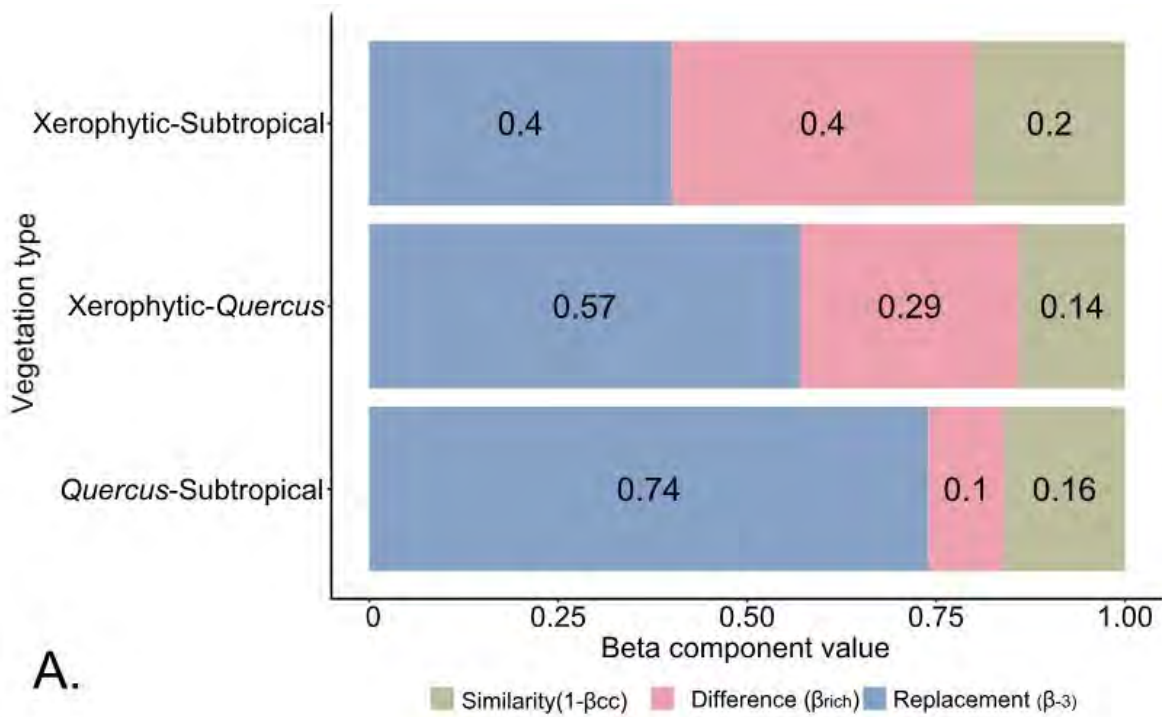
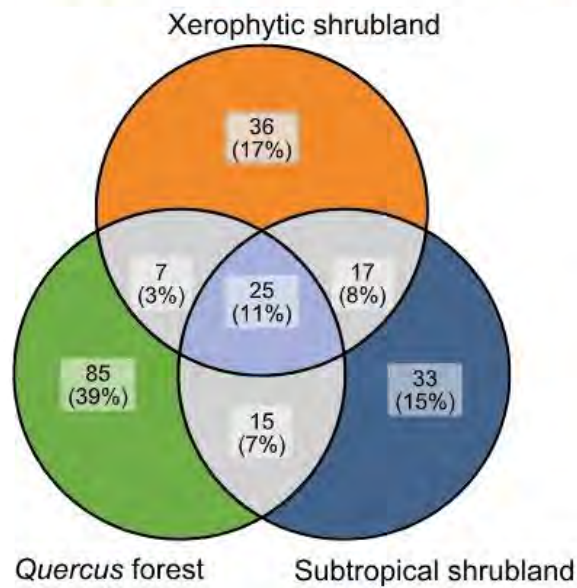


FIG.1. — Amplitude and mean values of alpha diversity (species richness) per vegetation type. Black dot = outlier; white dots = mean values.





A.



B.

FIG. 1. — Beta diversity and shared species per vegetation type. A, pairwise comparisons of the different elements of beta diversity (Xerophytic: xerophytic shrubland, *Quercus*: *Quercus* forest, Subtropical: subtropical shrubland, B, Venn diagram showing exclusive and shared species among the vegetation types included in this study.

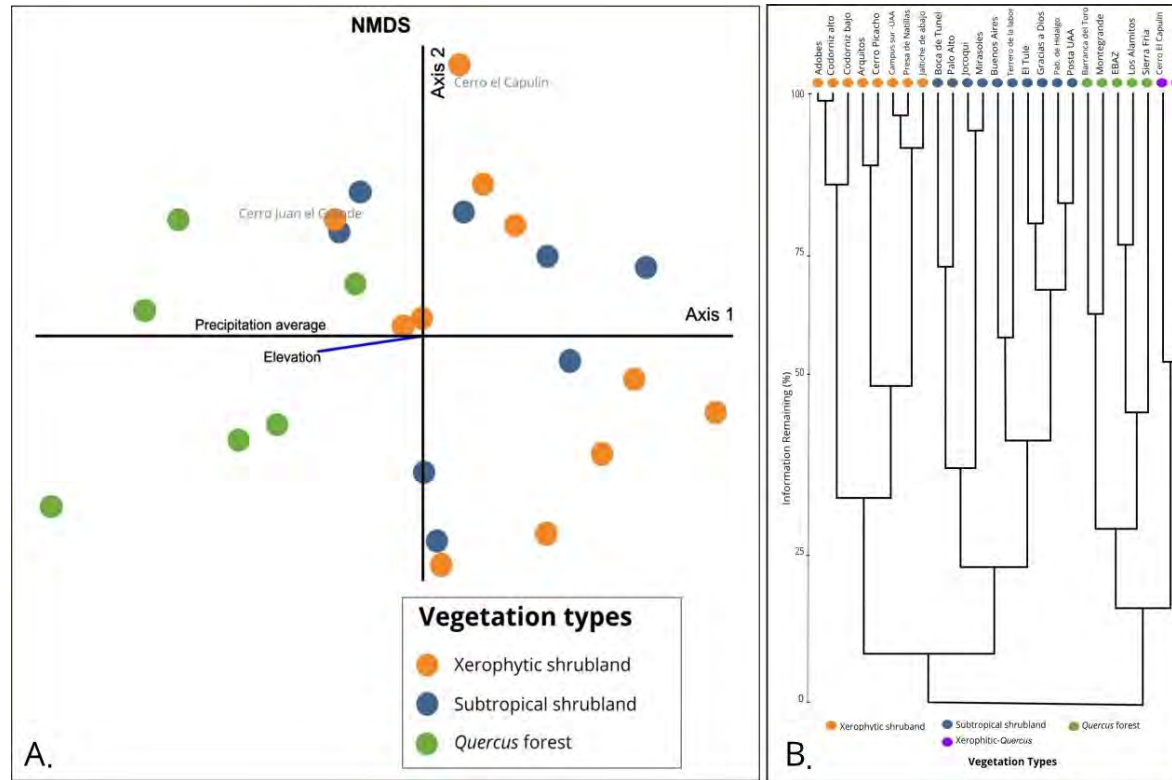


FIG. 2. — Ordination and clustering of lichen communities from the different vegetation types. A, Nonparametric multidimensional scaling (NDMS). B, Cluster analysis dendrogram. The sites Cerro El Capulin and Cerro Juan el Grande show different affinities in both analyses (part of the xerophytic shrubland in the NDMS, but more similar to the Quercus forest in the dendrogram, labeled as the Xerophytic-Quercus group in the latter).

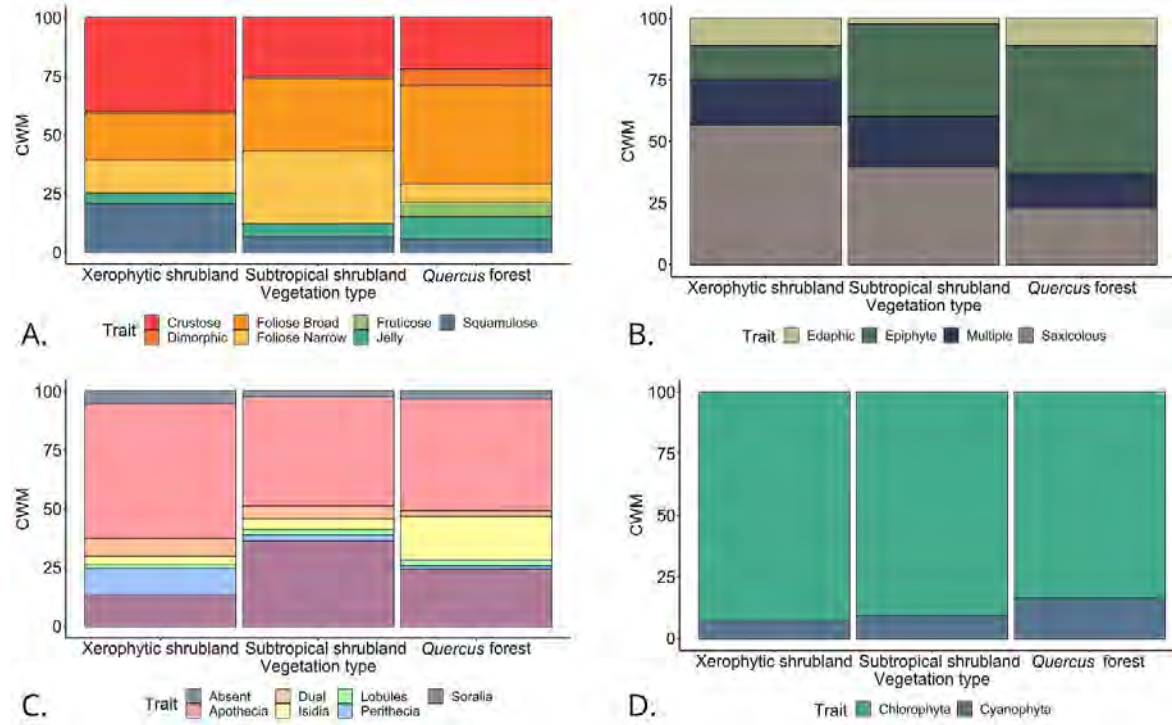


FIG 4. — Community weighted mean proportions of functional traits for each vegetation type: A, Growth forms; B, Substrate, C, Reproductive structure types, D, Photobionts.

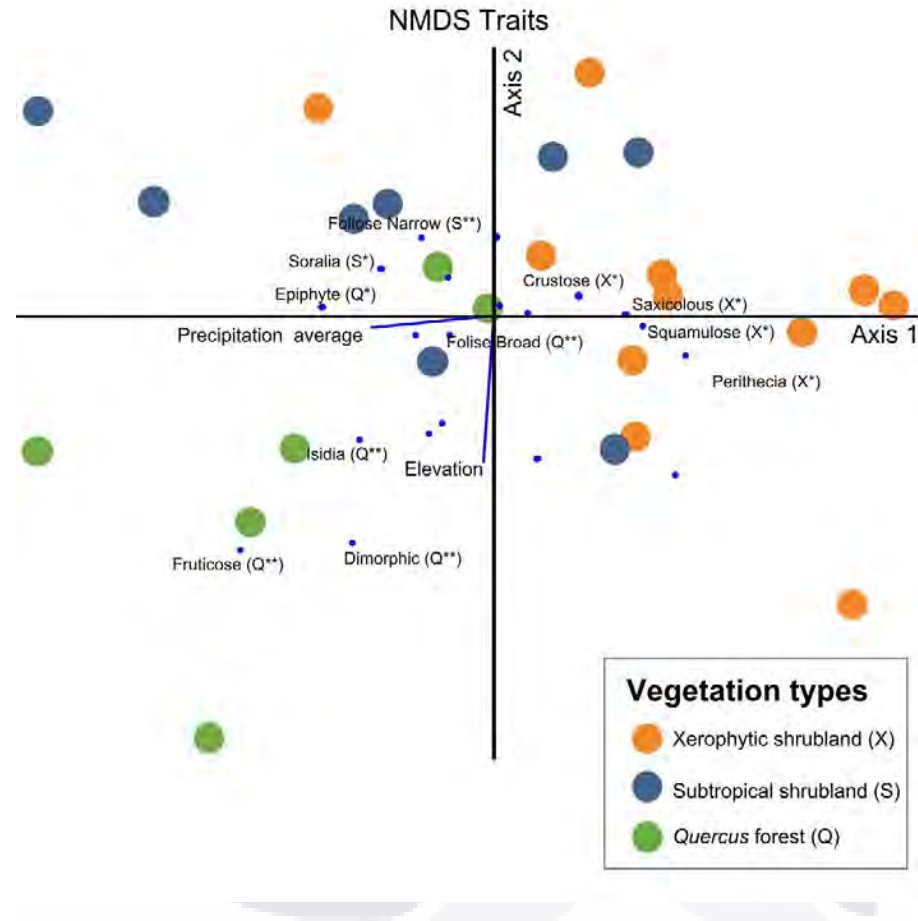


FIG 5. — Non-metric Multidimensional Scaling analysis of lichen community functional traits and environmental variables in three vegetation types. *($p < 0.05$) and ** ($p < 0.005$) represent the significance of functional traits related to the Xerophytic shrubland (X), Subtropical shrubland (S), and Quercus forest (Q).

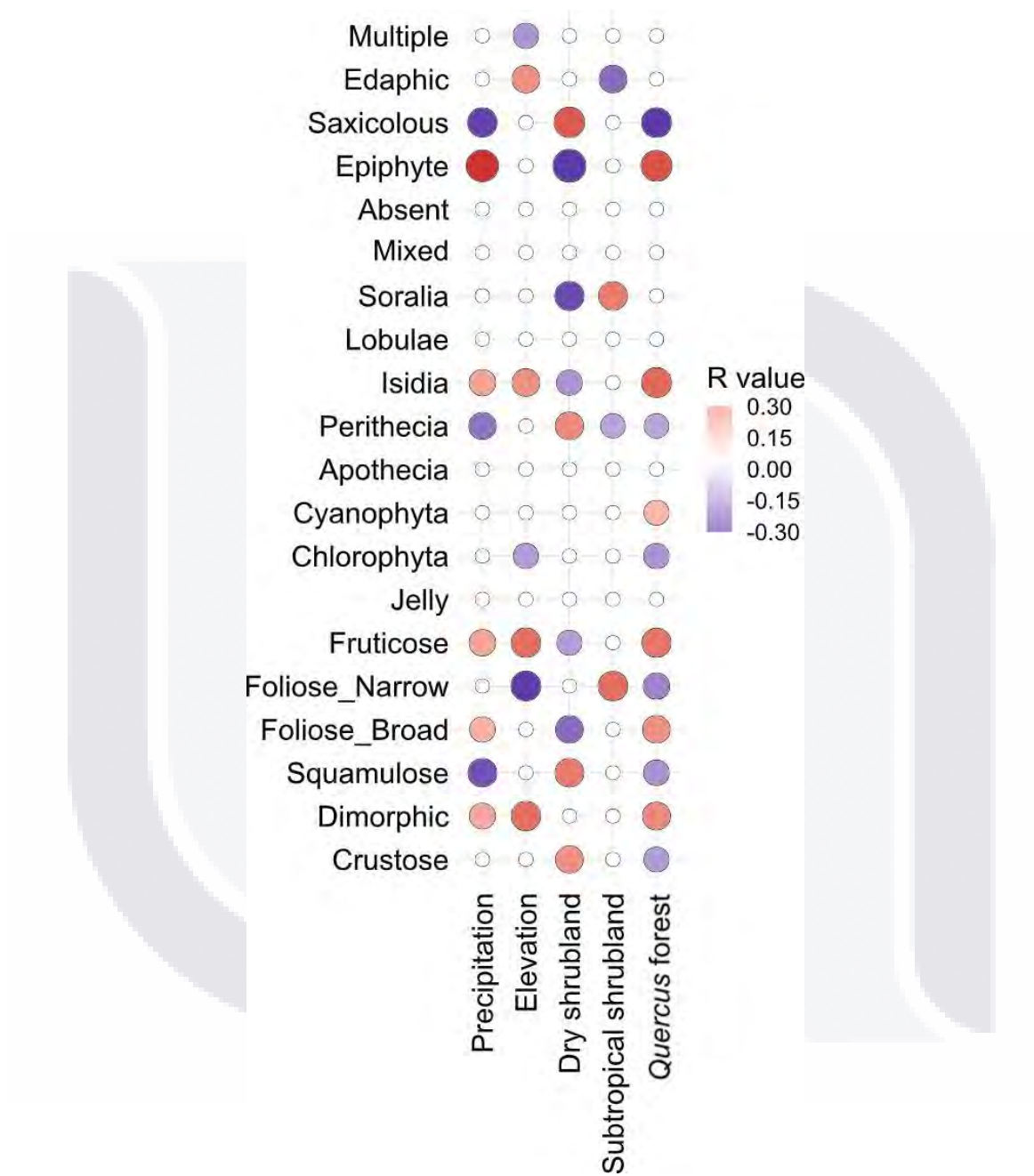


FIG. 6. — Correlation of lichen community functional traits and environmental variables in three vegetation types