



UNIVERSIDAD VERACRUZANA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
Campus: Tuxpan

Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros

Estructura comunitaria del bosque tropical de
Quercus oleoides en el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz

Que para obtener el título de:
**MAESTRA EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y
COSTEROS**

P R E S E N T A:

Biól. Susana Macías Hernández

Director:
Dra. Consuelo Domínguez Barradas

Codirector:
Dr. Carlos González Gándara

Tuxpan, Ver.

Enero, 2018

En el presente trabajo de intervención: **"Estructura comunitaria del bosque tropical de *Quercus oleoides* en el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz."**, realizada por la C. Susana Macías Hernández, bajo la dirección de la Dra. Consuelo Domínguez Barradas y codirección del consejo particular del Dr. Carlos González Gándara, ha sido revisado y aprobado como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS



DRA. CONSUELO DOMÍNGUEZ BARRADAS

DIRECTORA



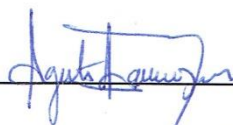
DR. CARLOS GONZÁLEZ GÁNDARA

CODIRECTOR

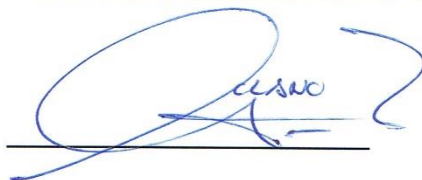
La presente tesis titulada: “**Estructura comunitaria del bosque tropical de *Quercus oleoides* en el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz**”, realizada por la C. Biól. Susana Macías Hernández. Ha sido revisada y aprobada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN MANEJO DE ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS

COMISION LECTORA



MTRO. AGUSTIN DE JESUS BASAÑEZ MUÑOZ



MTRO. MIGUEL ANGEL LOZANO RODRIGUEZ

Tuxpan de Rodríguez Cano, Ver; enero 2018

Dedicatoria

Dios, mis padres, hermana y esposo

Agradecimientos

A Dios

Por permitirme llegar hasta este momento, nunca me ha dejado sola y porque es el único que nunca me ha fallado.

A la Dra. Consuelo

Por su apoyo incondicional en cada momento, además de maestra y ejemplo ha sido como una amiga.

Al Dr. Gándara

Por su paciencia, transmitir sus conocimientos mediante consejos que fueron de gran importancia para la realización de este trabajo.

A mi comisión lectora

Mtro. Agustín de Jesús Basáñez Muñoz, Mtro. Miguel Ángel Lozano Rodríguez, por invertir tiempo en la revisión de este escrito, y dar sus observaciones que permitieron que fuera un mejor trabajo.

Por el apoyo otorgado

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACTY) por otorgar la beca, que me permitió estudiar la Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros.

A mi esposo

Por darme su apoyo incondicional, regaños, consejos e impulsarme a ser mejor en cada aspecto de mi vida.

Y por último

A mis amigos...

Estructura comunitaria del bosque tropical de *Quercus oleoides* en el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz

Susana Macías Hernández

Resumen

Los bosques tropicales de *Quercus oleoides*, en el estado de Veracruz están distribuidos en parches y en proceso de alteración por actividades antrópicas. En el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, se determinó la estructura ecológica de un fragmento de encinar, el cual estuvo incluido en un programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), por su papel en términos de biomasa, recursos forestales y servicios ambientales, y considerando que los estudios sobre este tipo de vegetación en el país y aún más en el estado de Veracruz son escasos. Para ello, se eligieron seis sitios de muestreo. En total se trazaron 18 cuadros de 400 m², 18 de 100 m² y 90 de 1 m², en función del tipo de vegetación (arbóreo, arbustivo, herbáceo). Se obtuvo la densidad, dominancia, frecuencia y el índice de valor de importancia, índices de diversidad, así como análisis estadísticos y la condición ecológica del bosque. Se registraron un total de 2 707 individuos, pertenecientes a 76 especies, incluidas en 43 géneros y 29 familias, donde se incluyen 20 nuevos registros. Las familias con mayor riqueza fueron Fabaceae, Arecaceae, Melastomataceae y Malvaceae. El estrato arbustivo fue el mejor representado con 34 especies, seguido del estrato arbóreo y el herbáceo con 24 y 19, respectivamente. Los mayores valores de importancia se encontraron para *Q. oleoides*, *Cupania dentata*, *Mouriri myrtilloides*, *Cojoba arborea* y *Alibertia edulis*. En el bosque se observó una distribución diamétrica tipo I, que indica buen establecimiento y reclutamiento de las especies. La estructura vertical arbórea va de 5 a 20 m y el estrato arbustivo de 1.5 a 10 m. Los números efectivos de especies mostraron que el sitio dos es significativamente más diverso (18.7) que el seis (7.58). El índice multicriterio reveló que el estado ecológico es intermedio (0.78), conservando aún especies de vegetación primaria.

Palabras clave: *diversidad, encinar, estructura vertical, grado de conservación, índice multicriterio.*

Índice

I. INTRODUCCIÓN.....	- 1 -
II. ANTECEDENTES	- 3 -
III. OBJETIVOS	- 6 -
3.1 General	- 6 -
3.2 Particulares	- 6 -
IV. ÁREA DE ESTUDIO	- 7 -
V. MATERIALES Y MÉTODOS.....	- 9 -
5.1 Eficiencia de muestreo	- 10 -
5.2 Análisis estructural	- 11 -
Estructura vertical	- 13 -
5.3 Medidas de la diversidad de especies	- 13 -
Diversidad Beta.....	- 16 -
5.4 Análisis estadístico.....	- 18 -
5.5 Evaluación del grado de conservación.....	- 18 -
VI. RESULTADOS.....	- 21 -
6.1 Composición florística	- 21 -
6.2 Eficiencia de muestreo	- 24 -
6.3 Análisis estructural	- 25 -
Estructura vertical	- 26 -
6.4 Medidas de la diversidad de especies	32
6.5 Diversidad Verdadera	32
6.6 Diversidad beta	33
6.7 Análisis estadístico.....	35
6.8 Evaluación ecológica	37
VII. DISCUSIÓN	37
VIII. CONCLUSIONES	51
IV. APLICACIÓN PRÁCTICA	53
X. BIBLIOGRAFÍA	57

Índice de figuras

Figura 1. Localización geográfica del ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz. - 8 -

Figura 2. Eficiencia de muestreo, de acuerdo a la ecuación de Clench, para A. el fragmento del bosque; B. estrato arbóreo; C. estrato arbustivo y D. estrato herbáceo. - 24 -

Figura 3. Especies más importantes en el encinar tropical de *Q. oleoides*. - 26 -

Figura 4. Diagrama de perfil del encinar tropical: 1) *Q. oleoides*, 2) *M. zapota*, 3) *Ficus* sp., 4) *P. copal*, 5) *Z. guidonia*, 6) *P. dioica*, 7) *B. alicastrum*, 8) *B. simaruba*, 9) *C. arborea*, 10) *C. dentata*, 11) *C. stellifera*, 12) *A. cornigera*, 13) *A. edulis*, 14) *A. escallonioides*, 15) *C. sylvestris*, 16) *M. myrtilloides*, 17) *C. elegans*, 18) *C. microspadix*, 19) *C. xalapensis*, 20) *E. capuli*, 21) *F. occidentalis*, 22) *Psychotria* sp., 23) *B. pinguin*, 24) *Z. loddigesii*. 29

Figura 5. Distribución diamétrica para el encinar, representado el patrón tipo I. Los DAP se incluyen dentro de 11 categorías que van de <10 hasta 120 cm. 30

Figura 6. Especies que presentaron el patrón de tipo I, lo cual indica una buena reproducción, reclutamiento y regeneración continua. 31

Figura 7. Patrón tipo IV, menor presencia de individuos en la clase diamétrica más pequeña, incrementándose en las intermedias y disminuyendo en las clases con mayor DAP, lo cual indica cierto grado de perturbación..... 32

Figura 8. Dendrograma del coeficiente de similitud de Jaccard, entre los seis sitios de muestreo. 34

Figura 9. Dendrograma del coeficiente de similitud de Bray Curtis entre los seis sitios de muestreo. 34

Índice de cuadros

Cuadro 1. Escala de abundancia-dominancia de Braun Blanquet. - 9 -

Cuadro 2. Variables a considerar para obtener el grado de conservación. Las variables de cinco niveles se codifican como 1, 0.75, 0.5, 0.25 y 0, las variables

con cuatro niveles como 1, 0.66, 0.33 y 0, y las variables con tres niveles como 1, 0.5 y 0, en orden decreciente de calidad, de acuerdo a Ochoa-Gaona (2010). - 20 -

Cuadro 3. Listado de especies en el encinar tropical de *Q. oleoides*. Nombres ordenados de acuerdo al sistema de clasificación de Cronquist (1981) y autores siguiendo el criterio de Brummit y Powell (1992). Estatus: N: Nativa, *Especies de vegetación secundaria, ¹Nuevos registros, Pr: Protección especial. - 21 -

Cuadro 4. Especies con los valores de importancia más altos, donde: Den.= Densidad absoluta, Den. %= Densidad relativa, F= frecuencia, F%= frecuencia relativa, D= dominancia absoluta y D%= dominancia relativa- 25 -

Cuadro 5. Índices de diversidad, por sitio..... 32

Cuadro 6. Diversidad verdadera, orden ⁰D, ¹D, ²D, para los seis sitios de muestreo. 33

Cuadro 7. Parámetros normalizados para los sitios evaluados y su valor de Índice Ecológico (IE). TS20: Estrato arbóreo alto, TS10: estrato 10-20, TS0: estrato >10, SS: estrato arbustivo, VH: altura vegetal, D6: DAP 6-10, D11: DAP 11-20, D21: DAP 21-40, D41: DAP >40 cm, CC: cobertura, R: reclutamiento DAP < 5 cm, SR: riqueza de semillas, SA: abundancia de semillas TR: riqueza de árboles, VT: tipo de vegetación, BI: Intensidad de quemadas, GI: intensidad de pisoteo, FE: extracción de leña, WE: extracción de madera, SD: árboles muertos en pie, CE: condición ecológica. 38

I. INTRODUCCIÓN

En México, los bosques de encino cubren aproximadamente el 5.5 % de la superficie del país (Rzedowski, 1978). Éstos se dividen en templados y tropicales por desarrollarse bajo diferentes condiciones climáticas, desde altitudes cercanas al nivel del mar hasta los 3 000 m. La mayor diversidad corresponde al género *Quercus* (Rzedowski, 2006; 2015; Ellis y Martínez-Bello, 2010). Aunado a ello, México se considera como el centro de mayor riqueza y evolución de los encinos en el continente americano por su alto endemismo (Valencia, 2004). Por otra parte, los encinares desempeñan un papel importante en el funcionamiento de los ecosistemas tropicales, en términos de biomasa, recursos forestales y servicios ambientales (Arizaga *et al.*, 2009; Klemens *et al.*, 2011; Cavender-Bares *et al.*, 2011; Marañón *et al.*, 2012).

Los encinares tropicales siguen siendo un enigma dado su origen holártico y su adaptación al clima tropical (Rzedowski, 2006). Aquellos que se encuentran en estado de Veracruz, dominados por *Quercus oleoides*, son bosques abiertos con cierto grado de perturbación provocado por los impactos antrópicos como: la extracción de madera, la ganadería y la agricultura (Ellis y Martínez-Bello, 2010). Estos encinares perdieron dos terceras partes de su extensión (Flores y Márquez, 2004) y pasaron de ocupar grandes áreas a ser una vegetación relictos al ser transformados en pastizales con árboles aislados (Castillo-Campos *et al.*, 2011).

Actualmente, para disminuir el rápido deterioro de estos ecosistemas, se ha optado por la protección de fragmentos de encinares ya sea a través de RTP o

Regiones Terrestres Prioritarias o bien por medio de Pagos por Servicios Ambientales (PSA). Sin embargo, estos últimos presentan la desventaja ya solo se aplican por periodos cortos además de que el monto destinado por hectárea es reducido y difícilmente compite con otros instrumentos de subsidio Federal (CONABIO, 2013).

El Ejido Estero de Milpas perteneciente al municipio de Tamiahua, Veracruz, se encuentra un fragmento de bosque tropical de *Q. oleoides*. Este, fue incluido dentro de un PSA durante cinco años. Es uno de los pocos fragmentos, que fungen como área de resguardo para las especies, que existen en el norte de Veracruz. El encino *Q. oleoides* es una de las especies menos estudiadas y es de los pocos encinos que crece de manera silvestre en regiones a nivel del mar con lapsos largos de déficit hídrico (Montoya-Maquín, 1996), siendo los estudios encaminados hacia los bosques de *Quercus* de altitudes altas (Rzedowski, 1963) Considerando los servicios ambientales asociados a este tipo de vegetación y las altas posibilidades de convertir esta área en tierras para la agricultura, ganadería o desarrollo urbano, además de los escasos e incompletos estudios, es menester determinar la estructura ecológica del bosque tropical de *Q. oleoides* y su grado de conservación. Esto, fungirá como base para tener una idea de su estructura original (Rzedowski, 2006) y para el desarrollo de estrategias de conservación y aprovechamiento a corto, mediano y largo plazo.

II. ANTECEDENTES

Localmente, los bosques llamados “encinar” o “encinal”, se caracterizan por establecerse en terrenos poco inclinados (Rzedowski, 1963). En un suelo que está constituido por un manto grueso de arcillas rojas o amarillas, cuya textura varía de franco arenoso a arcilloso con una estructura granular muy fina, el pH va de 4.6 a 6.6. Son suelos con bajo contenido de materia orgánica. En este sentido, es el factor edáfico el que determina el cambio de fisonomía y composición florística de estos encinares (Guillén, 1967; Pennington y Sarukhán, 2005).

El encinar tropical de *Q. oleoides*, se desarrolla en altitudes próximas al nivel del mar, con poblaciones en la planicie costera del Golfo, desde el sureste de Tamaulipas hasta Veracruz, Oaxaca y Chiapas (Graham, 1975; Gómez-Pompa, 1978; Toledo, 1982; González, 1998; Pennington y Sarukhán 2005; Villaseñor, 2016). Otras poblaciones se encuentran en el estado de San Luis Potosí entre los 90 y 100 msnm (Rzedowski, 1963; González y Hernández, 1998; Sabás-Rosales *et al.*, 2015), donde el estrato arbóreo de *Q. oleoides* está acompañado por *Guazuma ulmifolia*, *Piscidia communis*, *Dendropanax arboreus*, *Carpodiptera ameliae*, *Zuelania guidonia* y el estrato herbáceo se compone de *Bromelia pinguin* y *Hechtia* sp. (Puig, 1991). Otros encinares en San Luis Potosí, se desarrollan en áreas restringidas, formando manchones aislados, en condiciones de alta perturbación (Rueda, 2010).

A diferencia de los encinares de San Luis Potosí, los encinares descritos al norte de Chiapas (Miranda y Hernández X, 1963) se caracterizan por encontrarse por

arriba de los 950 msnm (Escobar-Ocampo y Ochoa-Gaona, 2007), en porciones conservadas y distribuidas en fragmentos expuestos a la humedad de los vientos provenientes del Golfo de México, así como a las zonas de potreros y pastizales, donde se les utiliza para la elaboración de postes y como cercos vivos (Gutiérrez, 2004; Ávila-Torresagatón *et al.*, 2012; Ramírez-Marcial *et al.*, 2012).

Particularmente, en el estado de Veracruz, el encinar tropical de *Q. oleoides* carece de una distribución continua, por lo que se divide en fragmentos que varían desde 1 hasta 100 km de ancho (Rzedowski, 1978; Boucher, 1981; 1983). Estos parches pueden desarrollarse entre altitudes de 100 a 600 m como los encinares de Los Tuxtlas. Aquí *Q. oleoides* cohabita con *Q. conspersa*, *Q. glaucenses* y *Q. peduncularis*, formando un dosel menor de 20 m (Castillo-Campos y Laborde, 2004; González, 2008).

En el centro de Veracruz, en aquellos encinares protegidos por la RTP-104 (Florescano y Ortiz, 2010), las investigaciones a nivel de comunidad describen la presencia de un único estrato arbóreo y con un estrato arbustivo y herbáceo poco desarrollado (Osorio *et al.*, 2012). Si bien, dentro de esta RTP, el encinar puede encontrarse creciendo en pequeños espacios con poca pendiente y numerosos afloramientos rocosos, donde su composición se ha visto afectada por elementos de vegetación secundaria (Torres, 2012). Otros estudios (Flores y Márquez, 2004), a nivel poblacional de *Q. oleoides*, indican que las poblaciones de esta especie se han desplazado por actividades antropogénicas y por especies invasoras. Además, la literatura (Gómez-Pompa, 1978; Chiang, 1970; Gutiérrez, 1994; Cruz-Rodríguez y López-Mata, 2004; Araiza y Naranjo-García, 2013; Viveros y Cházaro,

2015) sugiere la presencia de otros encinares tropicales en Misantla, Vega de Alatorre, para la sierra “Monte de Oro”, Alto Lucero, en la sierra de Atoyac, Córdoba y Yecuatla, Veracruz. Sin embargo estos carecen de estudios que indiquen su estado actual, aunque aquellos encinares que están sujetos a protección dentro de la RTP-104 están todavía lejos de ser estudiados.

Al norte del estado de Veracruz, donde la vegetación es primaria, el bosque alcanza alturas de 25 m y presenta una abundante flora herbácea (Castillo, 1989). Igualmente, el encinar se desarrolla entre vegetación de selva baja espinosa junto con *Acrocomia mexicana*, *Calea urticifolia*, *Icacorea compres*, *Nectandra coriacea*, *Psychotria erythrocarpa*, *Randia albonervia*, *Senna pendula*, *Smilax mollis*, *Solanum erianthum*, *Trichilia havanensis*, *Vernonia tortuosa*, con alturas de 10 a 18 m (Gutiérrez, 1993). No obstante, las actividades ganaderas han dividido al encinar en fragmentos aislados por pastizales y con diferentes estados de perturbación (Castillo y Medina, 1996; SMG, 2004; Vicente y Vicente, 2007; Caiseros, 2008; Ricaño, 2013; De la Cruz, 2015).

Por los efectos que han tenido las actividades antropogénicas sobre estos bosques, formando fragmentos de este tipo de vegetación (De la Cruz, 2015) y considerando que los escasos estudios se han centrado principalmente en el centro-sur del estado de Veracruz, dado su estatus de protección dentro de la RTP. Se busca determinar la estructura de la comunidad en un fragmento de bosque de *Q. oleoides* en el Estero de Milpas, al norte del estado con la finalidad de desarrollar estrategias de manejo a corto, mediano y largo plazo que permitan la preservación de estos bosques tropicales.

III. OBJETIVOS

3.1 General

- Caracterizar la estructura comunitaria y el grado de conservación del bosque tropical de *Quercus oleoides* en el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz.

3.2 Particulares

- Caracterizar los atributos de la comunidad (riqueza, equidad, dominancia, índice de diversidad verdadera, similitud) del bosque tropical de *Q. oleoides*.
- Determinar la estructura (horizontal, vertical, distribución por clases diamétricas) del bosque tropical de *Q. oleoides*.
- Evaluar el grado de conservación del bosque tropical de *Q. oleoides*.

IV. ÁREA DE ESTUDIO

El ejido Estero de Milpas se ubica al sur del municipio de Tamiahua (Figura 1) en las coordenadas 21°12'54.9" N y 97°27'53.80" O, a una altitud de 10 m (INAFED, 2005). El ejido presenta un encinar tropical, propiedad del señor Rogelio Gaspar Cruz, que corresponde a un fragmento caracterizado principalmente por *Q. oleoides*, con una superficie de 30 hectáreas de las cuales 16 formaron parte de un programa de Pagos por Servicios Ambientales por parte de CONAFOR. El monto aproximado que se recibió por hectárea fue de \$ 350.00 por hectárea. El paisaje colindante a este tipo de vegetación está completamente perturbado, ya que lo rodean terrenos ganaderos y vías de comunicación, entre estas una carretera federal y dos terracerías que atraviesan el bosque.

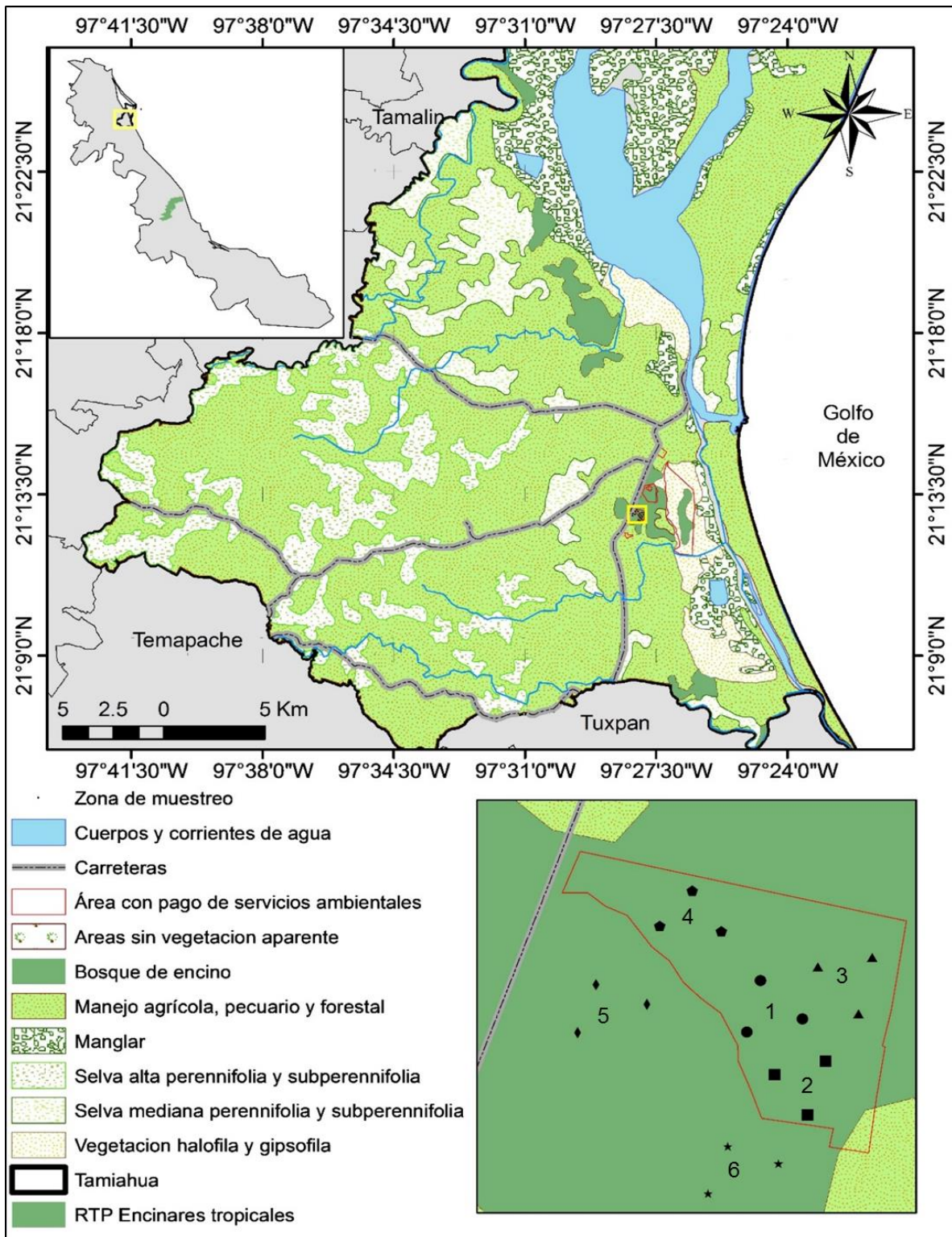


Figura 1. Localización geográfica del ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Veracruz.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir con los objetivos del presente trabajo se seleccionaron de manera dirigida seis sitios de muestreo con un total de 18 parcelas de 400 m² (CATIE, 2000; Mostacedo y Fredericksen, 2000), 18 de 100 m² y 90 de 1 m², en función del tipo de vegetación (arbóreo, arbustivo, herbáceo).

Para evaluar la riqueza y abundancia del estrato arbóreo, se siguieron los criterios de Valdez (2002); CONAFOR (2012) y López-Toledo *et al.* (2012), midiendo aquellos ejemplares con un DAP ≥ 7.5 cm; latizales y arbustos con una altura mayor a 1.30 m y diámetro ≤ 7.5 cm, brinzales con altura < 1.30 m, y para el estrato herbáceo se obtuvo la cobertura usando la escala de Braun Blanquet (1950) (Cuadro 1). Para calcular el DAP se empleó una cinta métrica de fibra de vidrio de 50 m con aproximación a 0.001 m, marca TRUPER, la altura arbórea y arbustiva se obtuvo por medio de un clinómetro marca Haglöf Sweden.

Cuadro 1. Escala de abundancia-dominancia de Braun Blanquet.

Índice	Grado de cobertura	Porcentaje medio de la cobertura
5	75 a 100	87,5
4	50 a 75	62,5
3	25 a 50	37,5
2	10 a 25	17,5
1	1 a 10	5.0
+	-a-	0.1

Las especies se recolectaron siguiendo la técnica propuesta por Gaviño *et al.* (2007). Para la identificación se utilizaron claves especializadas y guías de campo (Venning, 1992; Castillo-Campos y Medina-Abreu, 2005; Pennington y Sarukhán,

2005; Cheifetz *et al.*, 2006; Niembro *et al.*, 2010), además de fuentes electrónicas, como la base de datos del Missouri Botanical Garden. Cada ejemplar fue etiquetado con una ficha de campo y depositado en el herbario VER-HER-223-07-09 de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Una vez que se obtuvo el listado, los nombres de las especies se ordenaron de acuerdo al sistema de clasificación de Cronquist (1981) y siguiendo el criterio de Brummit y Powell (1992).

5.1 Eficiencia de muestreo

Para evaluar la calidad de muestreo, se usó una curva de acumulación de especies a través del modelo de estimación de Clench, el cual se ajustó mediante una estimación no lineal, utilizando el método Quasi-Newton, en el programa Statistica 7 combinando los datos con el programa *EstimateS* (Colwell, 2013). Con la ecuación de Clench y con el número de individuos o de registros en una base de datos como unidad de muestreo, a partir de proporciones superiores al 70 % las estimaciones de la riqueza asintótica se hacen confiables. Su expresión matemática es:

$$S_n = a * n / (1 + b * n)$$

Dónde:

a= tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario

b= parámetro relacionado con la forma de la curva

5.2 Análisis estructural

El análisis estructural del bosque, comprende el estudio de la estructura horizontal que considera el valor de importancia (IVI) Müeller-Dombois y Ellenberg (1974) para cada especie, la estructura vertical y la distribución por clases diamétricas. Para obtener este índice se usaron los parámetros ecológicos (dominancia, densidad y frecuencia) cuya suma relativa genera el IVI. Este valor revela la importancia ecológica de cada especie en una comunidad vegetal y es mejor descriptor que cualquiera de los parámetros utilizados individualmente (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

$$\text{IVI} = (\text{dominancia relativa} + \text{densidad relativa} + \text{frecuencia relativa})$$

Dominancia: suma de las proyecciones horizontales de los individuos y se relaciona con el grado de cobertura de las especies como manifestación del espacio ocupado por ellas, se determina como la suma de las proyecciones horizontales de las copas de los árboles en el suelo. Se utilizó con base en las áreas basales, debido a que existe una correlación lineal alta entre el diámetro de la copa y el fuste (Lamprecht, 1990).

$$\text{Dominancia absoluta} = \text{Área basal de una especie} / \text{Área muestreada}$$

Donde:

El área basal (AB) de los árboles se obtuvo con la fórmula siguiente:

$$AB = \pi (DAP/2)^2$$

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Dominancia absoluta de cada especie}}{\text{Dominancia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

Densidad: es un parámetro que permite conocer la abundancia de una especie y se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Densidad absoluta} = \frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{Número de individuos por especie}}{\text{Número total de individuos presentes en la superficie}} \times 100$$

Frecuencia: es la existencia o falta de una especie dentro de una determinada parcela y se expresa como un porcentaje (Lamprecht, 1990), se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Frecuencia absoluta} = \frac{\text{Número de cuadros en los que se presenta cada especie}}{\text{Número total de cuadros muestreados}}$$

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia absoluta por cada especie}}{\text{Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

Para la distribución por clases diamétricas se establecieron patrones estructurales (tipo I, II, III, IV), considerando las especies con mayor IVI, agrupando las clases diamétricas mediante la regla de Sturges (Sturges, 1926):

$$K = 1 + 3.33 (\log n)$$

Dónde:

K = Número de clases

n = número total de observaciones de la muestra

\log = logaritmo en base 10

El patrón de tipo I incluye a las clases diamétricas más pequeñas, estas disminuyen a medida que los diámetros se incrementan e indica una buena reproducción, establecimiento y regeneración natural. El patrón de tipo II muestra mayor cantidad de individuos en la clase diamétrica más pequeña, disminuyendo en la clase siguiente, se incrementan en la clase intermedia y tiene porcentajes menores en las clases más grandes, lo cual indica áreas con disturbio ya sea de origen natural o por factores antropogénicos. El patrón tipo III, presenta más individuos adultos que plántulas y juveniles, indica que no hay reclutamiento, lo que puede llegar a causar la extinción de la población. Y el patrón tipo IV presenta elevados porcentajes de individuos en las clases diamétricas intermedias y porcentajes menores en la clase más pequeña y en las clases más grandes, indica la degradación parcial del bosque (Bongers *et al.*, 1988; Martínez-Ramos y Alvares-Buylla, 1995; Peters, 1996).

Estructura vertical

Para determinar la estructura vertical del bosque, se elaboró un diagrama de perfil, considerando los estratos del bosque y las especies con mayor IVI, para ello se consideró como estrato arbóreo bajo, intermedio y alto, aquellas especies con una altura de 1.50-5 m, 5-15 m y 15-20 m respectivamente, estrato arbustivo bajo e intermedio las de una altura ≤ 1.50 , 5-10 m. Empleando la forma sugerida por Kershaw (1973); Mueller-Dombois y Ellenberg (1974); Rangel-CH y Velázquez (1997).

5.3 Medidas de la diversidad de especies

Índice de diversidad de Shannon-Wiener, este índice mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de la comunidad, asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que las especies están en todas las muestras. Su valor va de cero, cuando hay una sola especie, y toma el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Marrugan, 1988). Este índice se define como:

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

Dónde:

p_i es la proporción de individuos en el total de la muestra que pertenecen a la especie i .

\ln es el logaritmo natural de p_i .

Índice de Simpson (S), este índice toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia, reflejando el grado de dominancia en una comunidad, y manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Marrugan, 1988, Moreno, 2001).

Se expresa mediante la fórmula:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Dónde:

p_i abundancia proporcional de la especie i , lo cual implica obtener el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Índice de equidad de Pielou, mide la proporción de la diversidad con relación a la máxima diversidad esperada. Adquiere valores de 0 a 1, donde 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno, 2001).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Dónde

$$H'_{\max} = \ln(S)$$

Diversidad verdadera, los datos se analizaron también mediante números efectivos, que son las unidades de medición de diversidad verdadera (Moreno *et al.*, 2011). Ésta mide la diversidad que tendría una comunidad integrada por i especies igualmente comunes (Jost, 2006). Los números efectivos se calcularon de la siguiente manera:

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

Dónde:

qD : diversidad

p_i : proporción de individuos en el total de la muestra que pertenecen a la especie

iq : constante que determina que tanto influyen las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad verdadera.

Tomando en cuenta que el exponente **q** puede tomar cualquier valor, se describe el exponente **q es igual a 0** o diversidad de orden cero que es completamente insensible a las abundancias de las especies; por lo tanto, el valor obtenido

equivale a la riqueza de especies, cuando el valor de ***q* es mayor a 1** indica que se sobrevaloran las especies raras; cuando ***q* es igual a 1**, todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad; los valores de ***q* es menor a 1**, toman más en cuenta las especies comunes (Moreno *et al.*, 2011). El análisis de la diversidad verdadera se efectuó a nivel sitios con el valor de qD de orden 0, 1 y 2 para comparar el número efectivo de especies o números de Hill.

Diversidad Beta (β), es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales. Esta diversidad se evalúa con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de las especies), cuantitativos, o con índices de diversidad beta propiamente dichos (Marrugan, 1988; Wilson y Shmida, 1984; Moreno, 2001). La diversidad beta se determinó a nivel de sitios, mediante el índice de Whittaker, así como con los coeficientes de similitud de Jaccard y Bray Curtis, dichos análisis se realizaron en el paquete estadístico Past (Hammer *et al.*, 2001).

Coficiente de similitud de Jaccard, Utiliza datos de presencia y ausencia de especies. Expresa el gado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes. Presenta un intervalo de 0, cuando no hay especies compartidas y 1 cuando ambos sitios se conforman por las mismas especies. Se calculó de la siguiente manera:

$$IJ=c/a+b-c$$

Dónde

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

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

Coefficiente de similitud de Bray Curtis, el índice de Bray Curtis parte de la abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura etc., o datos cuantitativos, se determinó de la siguiente manera:

$$B = \frac{\sum_{i=1}^S |X_{ij} X_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (X_{ij} + X_{ik})}$$

Dónde:

B = medida de Bray-Curtis entre las muestras j y k

X_{ij} = número de individuos de la especie i en la muestra j

X_{ik} = número de individuos de la especie i en la muestra k

S = número de especies

Índice de Whittaker, Se basan en datos cualitativos (presencia-ausencia de las especies). Describe la diversidad gamma como la integración de las diversidades beta y alfa, por lo que beta se calcula como la relación λ/α (Moreno, 2001), es decir.

$$\beta = S / \alpha - 1$$

Dónde:

S= Número de especies registradas en un conjunto de muestras (diversidad gamma)

α = Número promedio de especies en las muestras (alfa promedio)

5.4 Análisis estadístico

Para determinar la presencia de diferencias en la riqueza y abundancia entre sitios, los datos se sujetaron a pruebas de normalidad mediante el test de Shapiro-Wilk ($p > 0.05$) y homogeneidad de varianza. Los que cumplieron con los supuestos de normalidad se analizaron con un ANOVA de una vía, mientras que para los datos que no cumplieron con los requisitos paramétricos se analizaron con la prueba de Kruskal Wallis (H).

Se realizó un análisis de escalamiento multidimensional (nmds) (Hammer *et al.*, 2001), la cual es una técnica multivariante que representa en un espacio geométrico de pocas dimensiones las (di) similitudes existentes, en este caso para la composición cuantitativa de las especies a nivel de sitio. Da como resultado un diagrama que representa la relación entre sitios de muestreo y las especies, los sitios más similares tienden a agruparse a su vez con las especies más importantes en ellas.

5.5 Evaluación del grado de conservación

Se evaluó mediante un índice de condición ecológica o índice multicriterio el cual se obtuvo por medio de un modelo general realizado por Ochoa-Gaona *et al.*

(2010), basado en el establecimiento de principios, criterios, indicadores y verificadores sugeridos por Campbell *et al.* (2001). Este modelo se efectuó vía internet (<http://201.116.78.102/~modelo/Index.html>) cuyo enlace fue proporcionado por la Dra. Susana Ochoa-Gaona. De acuerdo a Ochoa-Gaona *et al.* (2010) el modelo tiene las siguientes ventajas:

- Considera la estructura ecológica ya que dentro de esta se considera la estructura horizontal y vertical del bosque, el grado de perturbación natural y antropogénico.
- Permite una toma de datos rápida, considerando evaluaciones cualitativas y semicuantitativas, entre estas la abundancia, la cobertura, dominancia (Braun-Blanquet, 1979), estratos, altura, DAP, riqueza.
- Es transparente, dado que proporciona valores intermedios de cada uno de los principios, criterios e indicadores utilizados, lo que hace posible ubicar aquellos valores bajos para proponer intervenciones y en su caso propuestas de manejo.
- Por último, es de fácil interpretación al manejar valores de 0 a 1 e intermedios, dónde 0 corresponde a una mala condición y 1 es una mejor condición. Así, mediante este modelo es posible hacer una identificación de cuáles son los principales factores que ponen en riesgo a los bosques y permite generar estrategias para su manejo y conservación.

Se usó una hoja de datos para recopilar sistemáticamente los datos cualitativos y semicuantitativos sobre la estructura de la vegetación, la composición de los bosques, la regeneración natural y el manejo forestal. Cada una de las variables

consideradas se distribuye en 3, 4 y 5 niveles, con su respectivo valor presentadas en el cuadro 2.

Cuadro 2. Variables a considerar para obtener el grado de conservación. Las variables de cinco niveles se codifican como 1, 0.75, 0.5, 0.25 y 0, las variables con cuatro niveles como 1, 0.66, 0.33 y 0, y las variables con tres niveles como 1, 0.5 y 0, en orden decreciente de calidad, de acuerdo a Ochoa-Gaona (2010).

Variable	Valores de 5 niveles				
	Mejor	Intermedio		Malo/peor	
Altura de la vegetación	1 >20 m	0.75 16-20 m	0.5 11-15 m	0.25 6-10 m	0 <=5 m
Valores de 4 niveles					
	1	0.66	0.33	0	
Tipo de Bosque	Natural	Alto secundario	Bajo secundario	Cultivos	
Dominancia del estrato arbóreo y arbustivo	Dominante	Sub-dominante	Presente	Ausente	
Abundancia clases diamétricas (DAP)	Abundante	Regular	Pobre	Ausente	
Cobertura del dosel	>=76% (densa)	51-75%	25-50%	<25% (abierto)	
Abundancia de plántulas	Alta	Suficiente	Baja	Ausente	
Reclutamiento (DAP<5 cm)	Alto	Suficiente	Bajo	Ausente	
Valores de 3 niveles					
	1	0.5	0		
Riqueza de árboles	>15	6-15	<=5		
Riqueza de plántulas	>3	2-3	0-1		
Incendios	Pequeños, raros o con baja intensidad	Tamaño, frecuencia e intensidad moderada	Grandes, frecuentes con alta intensidad		
Pastoreo y pisoteo	Raro, poco o espacialmente restringido	Moderado	Frecuente o espacialmente no restringido.		
Extracción de leña	Poco o nula	Moderada	Alta		
Extracción de madera	Poco o nula	Moderada	Alta		
Árboles muertos en pie	Poco o nulo	Algunos	muchos		

VI. RESULTADOS

6.1 Composición florística

En las 18 unidades de muestreo (UM) del encinar tropical de *Q. oleoides* del ejido Estero de Milpas, se registró un total de 2 707 individuos, pertenecientes a 76 especies, incluidas en 43 géneros y 29 familias (Cuadro 3). La familia con mayor riqueza fue Fabaceae con 5 especies, seguida de Arecaceae, Melastomataceae y Malvaceae con 3, Burseraceae, Moraceae, Myrtaceae, Primulaceae, Rubiaceae, Salicaceae, Sapindaceae, Sapotaceae con 2, mientras que 8 familias se caracterizan por 1 especie. Predominan los arbustos con 34 especies, seguido de las especies arbóreas con 24 y las herbáceas con 19. Entre los registros, siete especies son características de vegetación secundaria (Cuadro 3). Mientras que *Zamia loddigesii* se encuentran en la categoría de amenazada y *Vanilla planifolia* sujeta a protección especial (Pr) dentro de la legislación mexicana (DOF, 2010).

Cuadro 3. Listado de especies en el encinar tropical de *Q. oleoides*. Nombres ordenados de acuerdo al sistema de clasificación de Cronquist (1981) y autores siguiendo el criterio de Brummit y Powell (1992). Estatus: N: Nativa, *Especies de vegetación secundaria, ¹Nuevos registros, Pr: Protección especial.

Estrato arbóreo	1	2	3	4	5	6	Estatus
Araliaceae							
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	x	x	x			x	N
Boraginaceae							
<i>Cordia stellifera</i> I.M. Johnst.	x	x	x	x	x		N ¹
Burseraceae							
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	x	x	x	x	x	x	N
<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Engl.	x	x	x	x	x		N
Fabaceae							
<i>Erythrina coralloides</i> DC.				x	x		N ¹
<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	x	x	x	x	x	x	N ¹

Estrato arbóreo	1	2	3	4	5	6	Estatus
<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg			x				N
<i>Pithecellobium lanceolatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Benth.		x		x		x	N ¹
Fagaceae							
<i>Quercus oleoides</i> Schltl. & Cham.	x	x	x	x	x	x	N
Lauraceae							
<i>Nectandra</i> sp.							
Malvaceae							
<i>Heliocarpus donnellsmithii</i> Rose		x					N* ¹
Moraceae							
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	x	x	x	x	x		N ¹
<i>Ficus</i> sp.			x	x	x	x	N
Myrtaceae							
<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr. (1947).	x	x	x	x	x		N
Poligonaceae							
<i>Coccoloba</i> sp.		x					
Rutaceae							
<i>Citrus aurantium</i> L.							
Salicaceae							
<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton & Millsp.	x	x	x	x	x	x	N
Sapindaceae							
<i>Cupania dentata</i> DC.	x	x	x	x	x	x	N
<i>Sapindus saponaria</i> L.	x			x			N ¹
Sapotaceae							
<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegee ex Standl.		X					N ¹
<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen	x	X	x	x	x	x	N
Estrato arbustivo	1	2	3	4	5	6	Estatus
Apocynaceae							
<i>Tabernaemontana alba</i> Mill.		X	x	x	x	x	N
Arecaceae							
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.					x	x	N
<i>Chamaedorea elegans</i> Mart.	x	X	x	x	x		N
<i>Chamaedorea microspadix</i> Burret	x	X	x		x		N ¹
Asparagaceae							
<i>Yucca elephantipes</i> Regel			x	x			N
Euphorbiaceae							
<i>Adelia barbinervis</i> Schltl. & Cham.		x					N
Fabaceae							
<i>Acacia cornigera</i> (L.) Willd.	x		x		x	x	N*
Malvaceae							
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.						x	N*
<i>Helicteres guazumifolia</i> Kunth				x	x		N* ¹

Estrato arbustivo	1	2	3	4	5	6	Estatus
Melastomataceae							
<i>Conostegia xalapensis</i> (Bonpl.) D. Don	x	x	x	x	x	x	N*
<i>Mouriri myrtilloides</i> (Sw.) Poir.	x	x	x	x	x	x	N ¹
Myrtaceae							
<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.	x	x	x	x	x	x	N*
Phyllanthaceae							
<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	x			x	x	x	N ¹
Primulaceae							
<i>Ardisia escallonioides</i> Schltdl. & Cham.	x	x	x	x	x		N ¹
<i>Jacquinia macrocarpa</i> Cav.	x	x	x	x			N
Rubiaceae							
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	x	x	x	x	x	x	N ¹
<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A. Rich.	x	x	x	x		x	N ¹
<i>Psychotria</i> sp.	x	x	x	x	x		N
Salicaceae							
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	x		x	x	x		N
Estrato herbáceo							
Araceae							
<i>Philodendron</i> sp.	x	x	x	x	x	x	N ¹
Bromeliaceae							
<i>Bromelia pinguin</i> L.	x	x				x	N
Dioscoreaceae							
<i>Dioscorea liebmannii</i> Uline				x			N
Lygodiaceae							
<i>Lygodium venustum</i> Sw.						x	N ¹
Marantaceae							
<i>Maranta arundinacea</i> Sw.					x	x	N* ¹
Piperaceae							
<i>Peperomia</i> sp.			x	x	x		N
<i>Piper</i> sp.							
Poaceae							
<i>Lasiacis</i> sp.	x		x	x	x	x	N
Smilacaceae							
<i>Smilax mollis</i> Humb. & Bonpl. Ex Willd.		x			x	x	I
Zamiaceae							
<i>Zamia loddigesii</i> Miq.	x	x	x	x	x	x	N ¹
Orchidaceae							
<i>Sarcoglottis sceptrodes</i> (Rchb. f.) Schltr.							
<i>Vanilla planifolia</i> Andrews							Pr
Pteridaceae							
<i>Adiantopsis radiata</i> (L.) Fée				x			N ¹

6.2 Eficiencia de muestreo

El modelo de Clench, para la comunidad del bosque, tuvo un buen ajuste a los datos con un valor de R del 0.99 y un coeficiente de determinación de 0.98 (Figura 2A). La pendiente final de la curva dio un valor de 0.04 esto indica que se representó un 86 % de las especies.

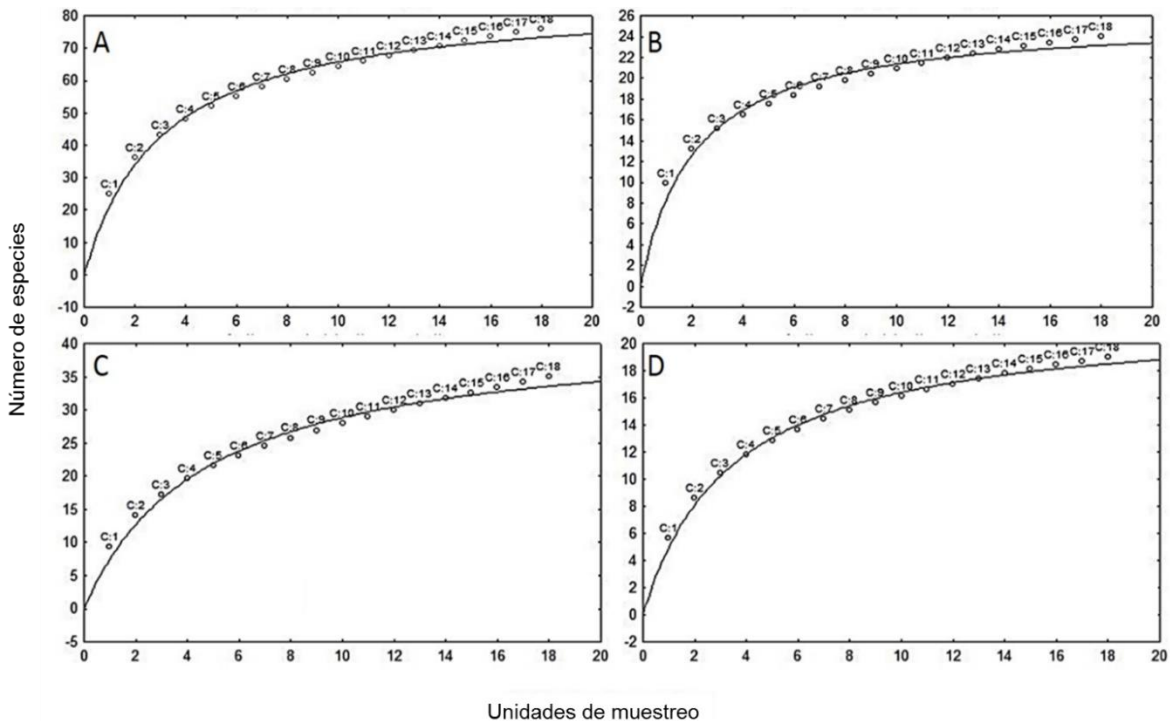


Figura 2. Eficiencia de muestreo, de acuerdo a la ecuación de Clench, para A. el fragmento del bosque; B. estrato arbóreo; C. estrato arbustivo y D. estrato herbáceo.

De manera particular, para el estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo se obtuvo un buen ajuste del modelo con un valor de R superior 0.95, un valor de la pendiente de 0.017, 0.019 y 0.012 respectivamente, a su vez se mostró un 92 % de las especies registradas para el estrato arbóreo, 82 % para el estrato arbustivo y 83 % para el estrato herbáceo (Figura 2B, C y D).

6.3 Análisis estructural

Las especies con los porcentajes más altos de densidad relativa son *C. dentata*, *M. myrtilloides* y *Q. oleoides* con 23.9 %, 14.8 % y 12.6 % respectivamente. La dominancia relativa mayor se encontró en *Q. oleoides* (74.1 %) y *M. zapota* (5.3 %) (Cuadro 4). Las especies más frecuentes son *Q. oleoides*, *C. dentata* y *M. myrtilloides* con 100 % cada una, Las especies con mayor valor de importancia del encinar son *Q. oleoides* (62.2 %), *C. dentata* (41.6 %), *M. myrtilloides* (38.4 %) y *C. arborea* (32.8 %) (Figura 3).

Cuadro 4. Especies con los valores de importancia más altos, donde: Den.= Densidad absoluta, Den. %= Densidad relativa, F= frecuencia, F%= frecuencia relativa, D= dominancia absoluta y D%= dominancia relativa

Espece	DEN.	DEN. %	F	F %	D	D %	IVI 100
<i>Quercus oleoides</i>	0.031	12.63	1	100	71.92	74.2	62.27
<i>Cupania dentata</i>	0.059	23.91	1	100	1.109	1.1	41.69
<i>Mouriri myrtilloides</i>	0.037	14.82	1	100	0.53	0.6	38.46
<i>Cojoba arborea</i>	0.019	7.51	0.89	88.9	2.18	2.3	32.88
<i>Alibertia edulis</i>	0.0091	3.69	0.94	94.4	0.03	0.0	32.72
<i>Manilkara zapota</i>	0.0117	4.75	0.83	83.3	5.18	5.3	31.14
<i>Protium copal</i>	0.0074	3.00	0.78	77.8	1.25	1.3	27.36
<i>Bursera simaruba</i>	0.0045	1.83	0.78	77.8	2.17	2.2	27.28
<i>Zuelania guidonia</i>	0.0036	1.46	0.72	72.2	2.12	2.2	25.29
<i>Psychotria</i> sp.	0.008	3.25	0.67	66.7	0.05	0.1	23.32

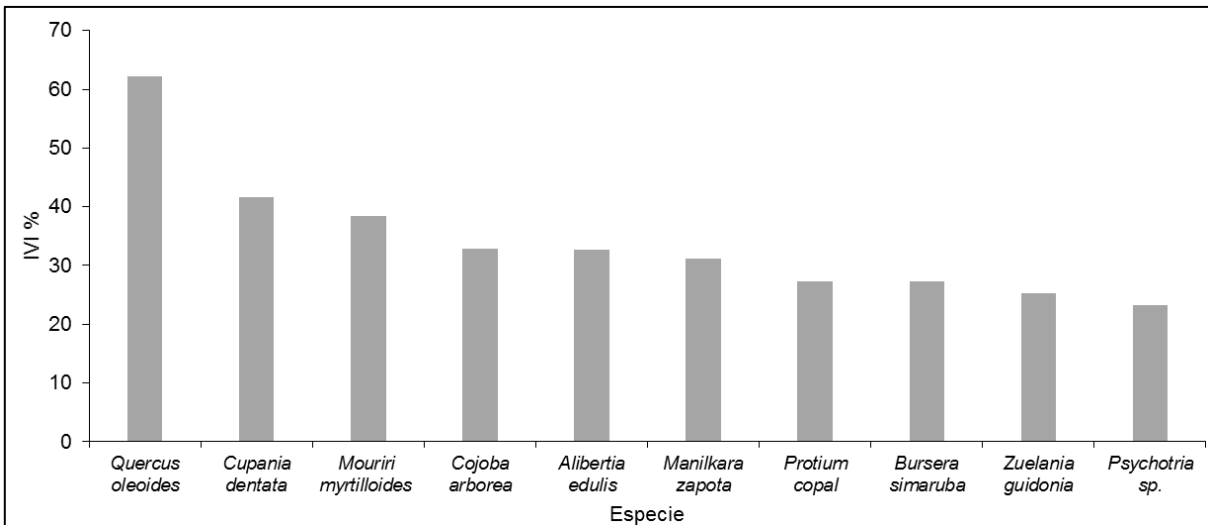


Figura 3. Especies más importantes en el encinar tropical de *Q. oleoides*.

Estructura vertical

El estrato arbóreo está definido por 24 especies y éste, a su vez se subdivide en tres estratos: arbóreo alto (15-20 m) que está dominado por *Q. oleoides*, con una altura promedio de 10 ± 3.14 m. El arbóreo intermedio (5-15 m), está constituido por *M. zapota*, *Ficus* sp., *P. copal*, *Z. guidonia*, *P. dioica*, mientras que en el estrato arbóreo bajo (1.5-5 m) se encuentran *B. alicastrum*, *B. simaruba*, *C. arborea*, *Cordia stellifera*, *C. dentata* (Figura 4). Así mismo, el estrato arbustivo subdividido en intermedio (5-10 m) y bajo (<1.5 m) está determinado por 34 especies, en el primero destacan *A. cornigera*, *A. edulis*, *A. escallonioides*, *C. sylvestris*, *M. myrtilloides*, y en el segundo se encuentra *C. elegans*, *C. microspadix*, *C. xalapensis*, *E. capuli*, *Psychotria* sp., (Figura 4). Por último, el estrato herbáceo consta de *Z. loddigesii*, *B. pinguin*, *M. arundinaceae*, *Philodendron* sp. *Lasiacis* sp., entre otras.



Figura 4. Diagrama de perfil del encinar tropical: 1) *Q. oleoides*, 2) *M. zapota*, 3) *Ficus* sp., 4) *P. copal*, 5) *Z. guidonia*, 6) *P. dioica*, 7) *B. alicastrum*, 8) *B. simaruba*, 9) *C. arborea*, 10) *C. dentata*, 11) *C. stellifera*, 12) *A. cornigera*, 13) *A. edulis*, 14) *A. escallonioides*, 15) *C. sylvestris*, 16) *M. myrtilloides*, 17) *C. elegans*, 18) *C. microspadix*, 19) *C. xalapensis*, 20) *E. capuli*, 21) *F. occidentalis*, 22) *Psychotria* sp., 23) *B. pinguin*, 24) *Z. loddigesii*.

Distribución por clases diamétricas

Para todo el bosque se observó un patrón de distribución diamétrica tipo I (Figura 5). A nivel de especies, aquellas con mayor valor de importancia, presentaron dos tipos de patrones generales en su estructura poblacional: el tipo I y IV. En el primero fue reconocido para *Q. oleoides*, *C. arborea*, *M. zapota*, *P. copal* y *B. alicastrum* (Figura 6). Mientras que el patrón tipo IV se observó en *B. simaruba* y *Z. guidonia* (Figura 7).

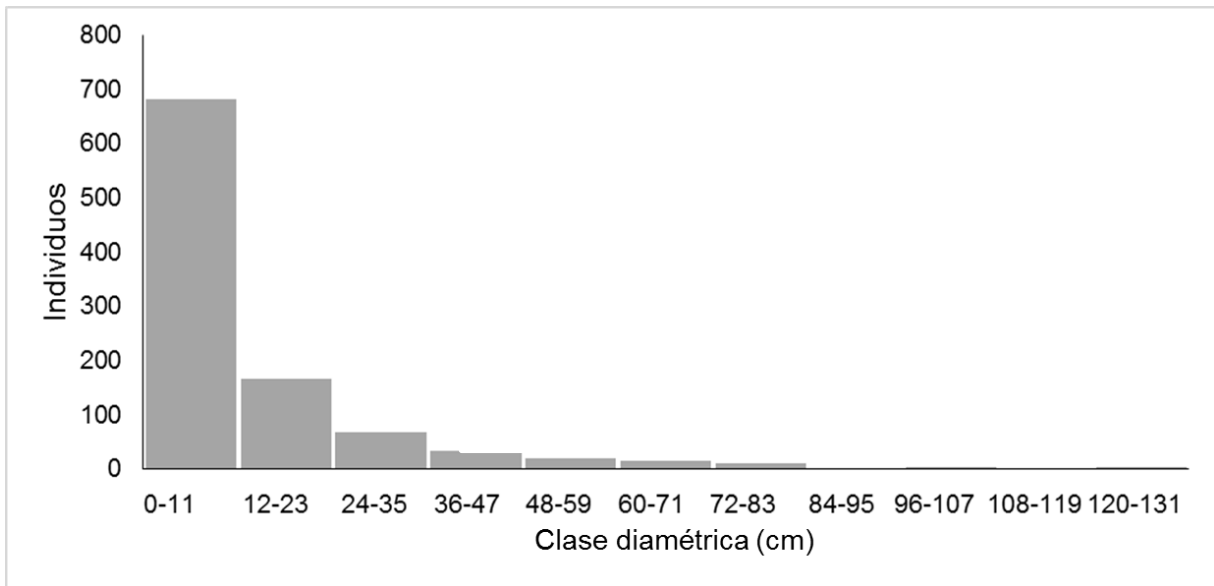


Figura 5. Distribución diamétrica para el encinar, representado el patrón tipo I. Los DAP se incluyen dentro de 11 categorías que van de <10 hasta 120 cm.

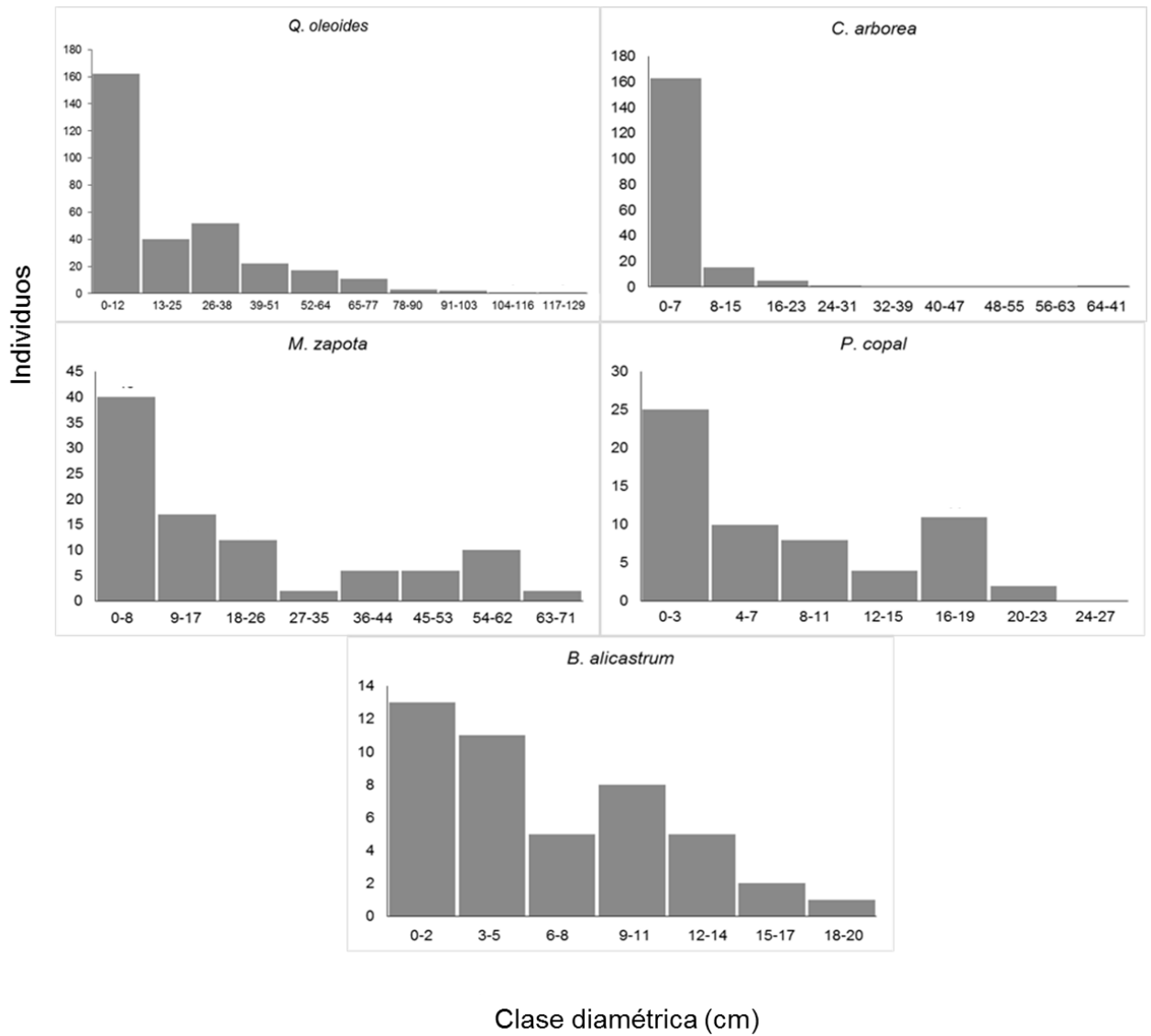


Figura 6. Especies que presentaron el patrón de tipo I, lo cual indica una buena reproducción, reclutamiento y regeneración continua.

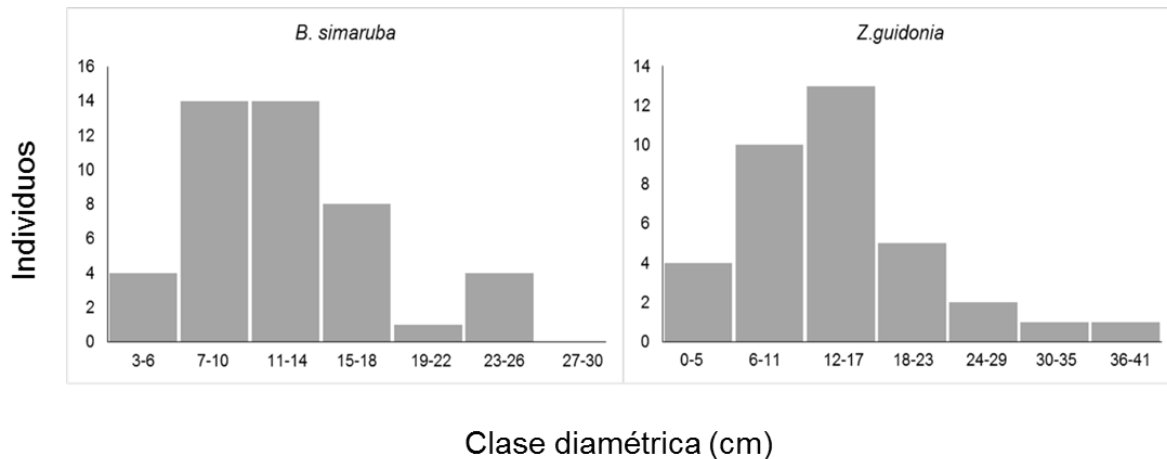


Figura 7. Patrón tipo IV, menor presencia de individuos en la clase diamétrica más pequeña, incrementándose en las intermedias y disminuyendo en las clases con mayor DAP, lo cual indica cierto grado de perturbación.

6.4 Medidas de la diversidad de especies

La diversidad de Shannon-Wiener (H') no mostró diferencias significativas entre sitios ($F= 2.74$, $p=0.07$) al igual que en la dominancia ($F= 2.45$, $p= 0.09$) y en la equidad ($F= 2.55$, $p=0.08$) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Índices de diversidad, por sitio.

Sitio	1	2	3	4	5	6
S'	2.78	2.92	2.89	2.89	2.75	1.94
J	0.76	0.76	0.75	0.77	0.75	0.56
D'	0.89	0.91	0.89	0.9	0.88	0.75

6.5 Diversidad Verdadera

La diversidad de orden 0 ($q=0$) indicó que el sitio con mayor riqueza fue el sitio 3 con 47 especies y el de menor riqueza el 6 con 31. Al incluir las especies y su abundancia relativa en la medida de diversidad de orden 1 ($q=1$) la mayor diversidad se encontró en el sitio 2 con 18.7 y la menor en el sitio 6 con 7.58, lo

que indica que el sitio 2 es 2.46 % más diverso que el sitio 6. En cuanto a la diversidad de orden 2 ($q=2$), se determinó que el sitio dos alcanzó la diversidad más alta con 11.44 especies efectivas y el sitio seis se mantiene como en menos diverso con 4.16 (Cuadro 6).

Cuadro 6. Diversidad verdadera, orden 0D , 1D , 2D , para los seis sitios de muestreo.

Sitio	Diversidad verdadera		
	0D	1D	2D
1	38	16.21	10.20
2	45	18.7	11.44
3	47	18.04	10.05
4	41	18.09	10.48
5	38	15.72	8.74
6	31	7.58	4.16

6.6 Diversidad beta

Respecto a la diversidad beta, se encontraron 14 especies comunes entre los seis sitios de muestreo, se obtuvo un coeficiente de similitud de Jaccard de 0.56 mostrando dos grupos disimiles, representados por los sitios 3, 4, 5, 1 y 2, separando al sitio 6 (Figura 8), a su vez el análisis de similitud de Bray Curtis equivale a 0.70 (Figura 9), formando tres grupos, el primero incluye a los sitios 1, 2, 3, en el segundo se encuentra 4 y 5, y de nuevo se separa el sitio 6. El índice de Whittaker tuvo un valor de 0.85, lo que indica una diversidad beta baja, ya que los sitios comparten la mayor parte de las especies.

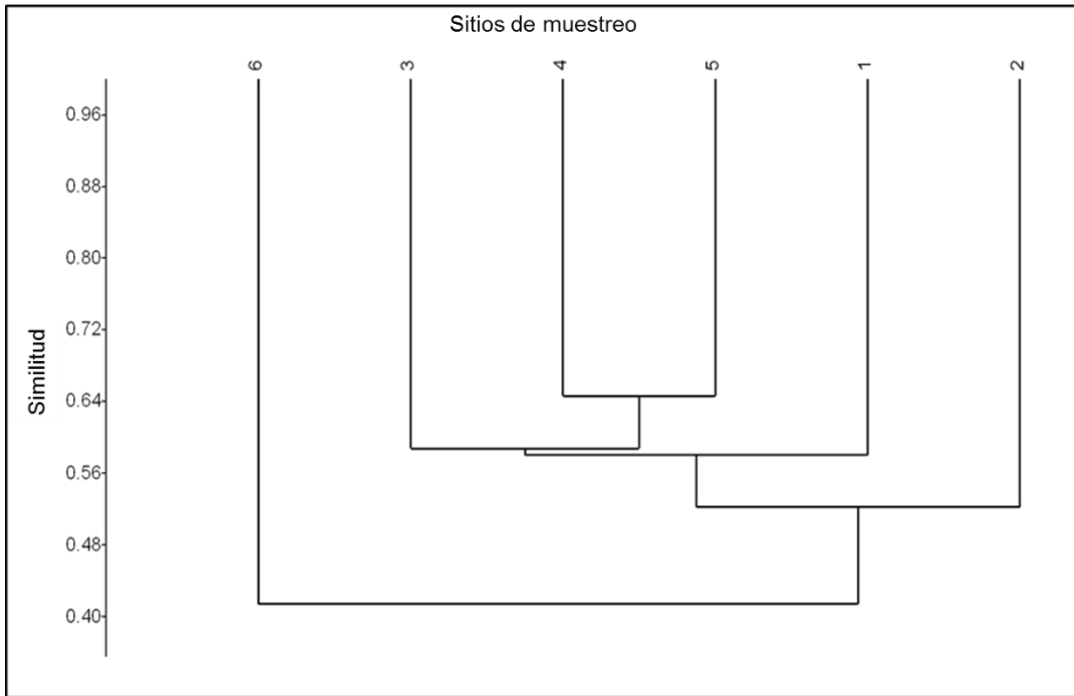


Figura 8. Dendrograma del coeficiente de similitud de Jaccard, entre los seis sitios de muestreo.

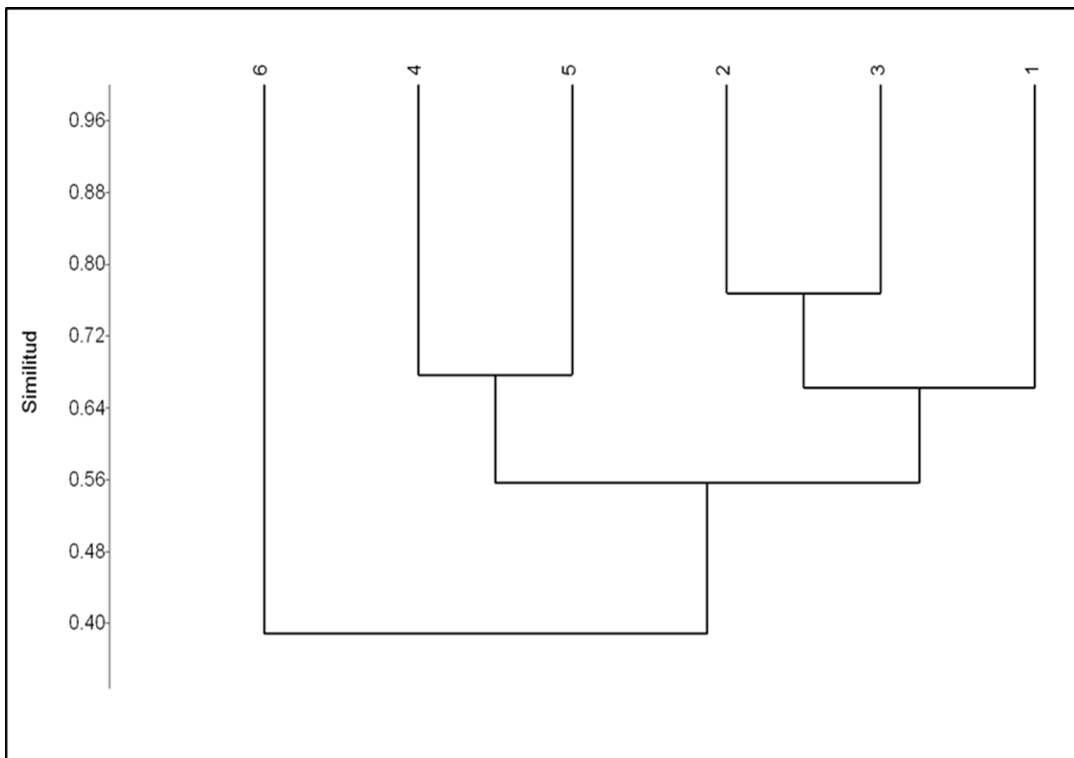


Figura 9. Dendrograma del coeficiente de similitud de Bray Curtis entre los seis sitios de muestreo.

6.7 Análisis estadístico

Los datos de riqueza entre sitios no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($F= 2.20$; $p= 0.12$), sin embargo de manera particular, el estrato arbóreo mostro diferencias significativas entre sitios 6 y 2 ($F=3.71$; $p=0.02$) (Figura 10). A su vez, los datos de abundancia para el bosque de igual manera no mostraron diferencias significativas, mientras que el estrato herbáceo si tuvo diferencias significativas entre los sitios 2 y 4 ($F=4.07$; $p=0.02$) (Figura 11).

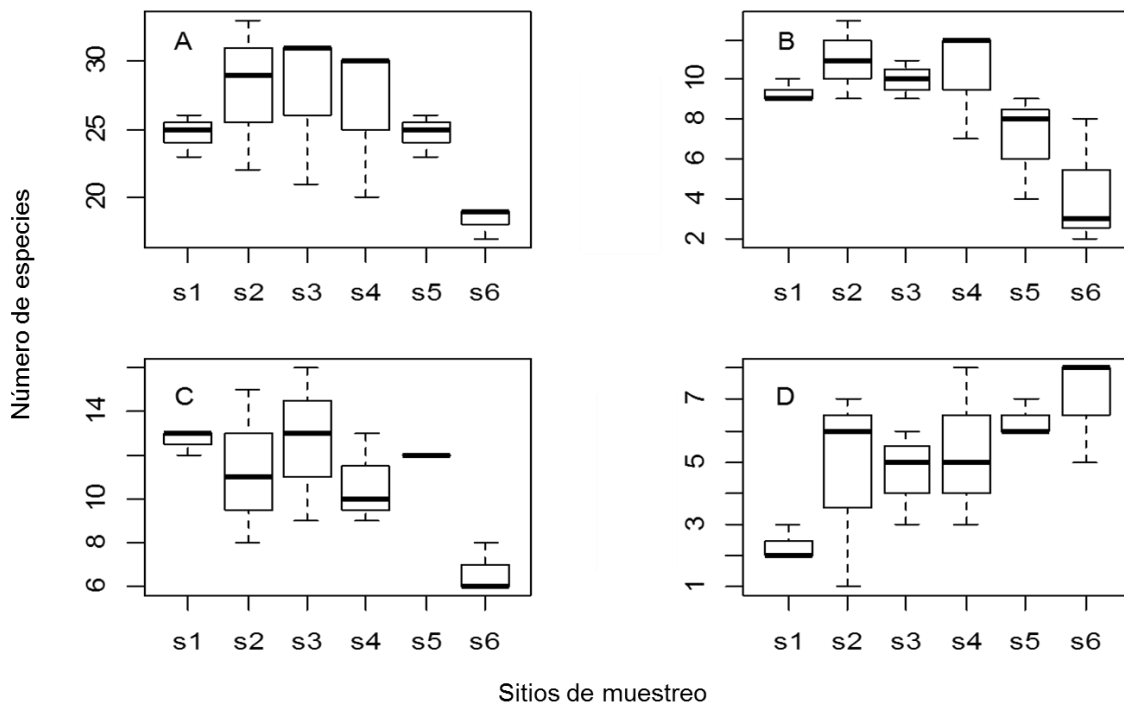


Figura 10. Datos de riqueza entre sitios de muestreo del bosque de *Q. oleoides*, A) Bosque, B) estrato arbóreo, C) estrato arbustivo, D) estrato herbáceo.

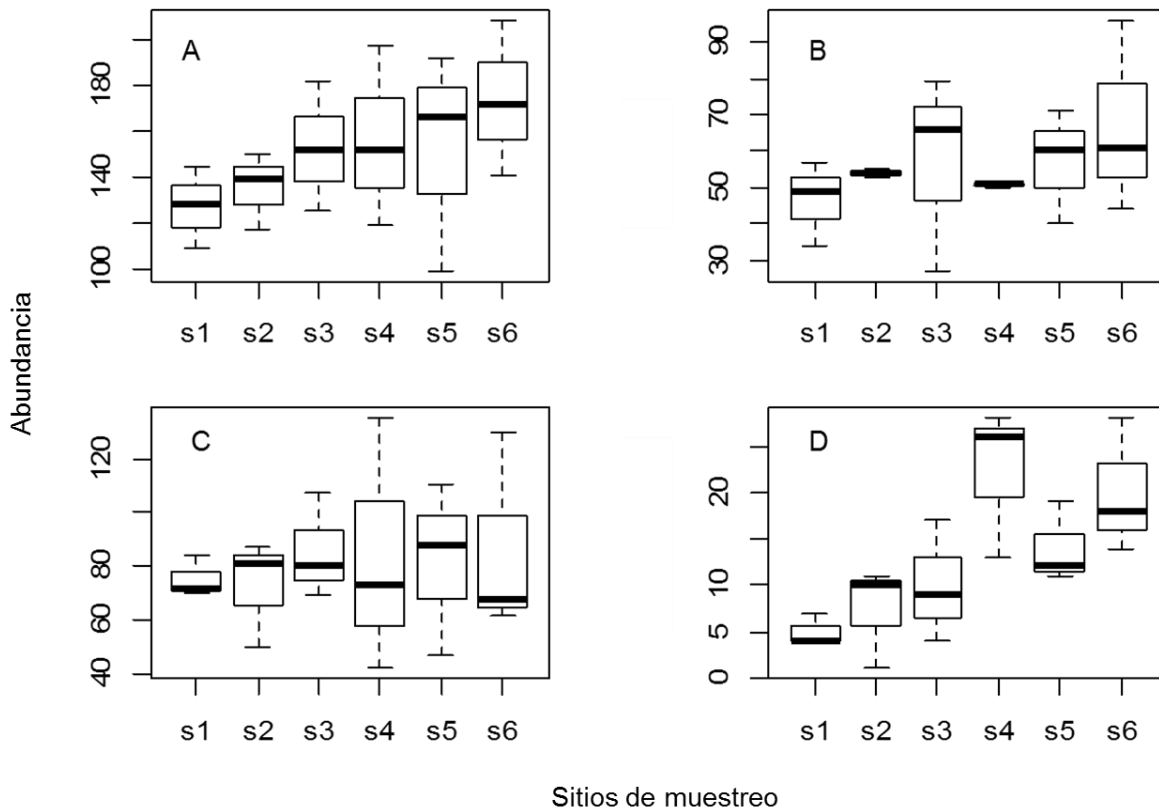


Figura 11. Datos de abundancia por sitio de muestreo del bosque de *Q. oleoides*, A) bosque, B) estrato arbóreo, C) estrato arbustivo, D) estrato herbáceo.

El análisis NMDS (Escalamiento multidimensional no-métrico) muestra la semejanza entre los sitios 1, 2, 3, 4, y 5 donde se aprecia la formación de dos grupos. Para el sitio 6 se denota mayor distancia con respecto al resto de los otros sitios. (Figura 12).

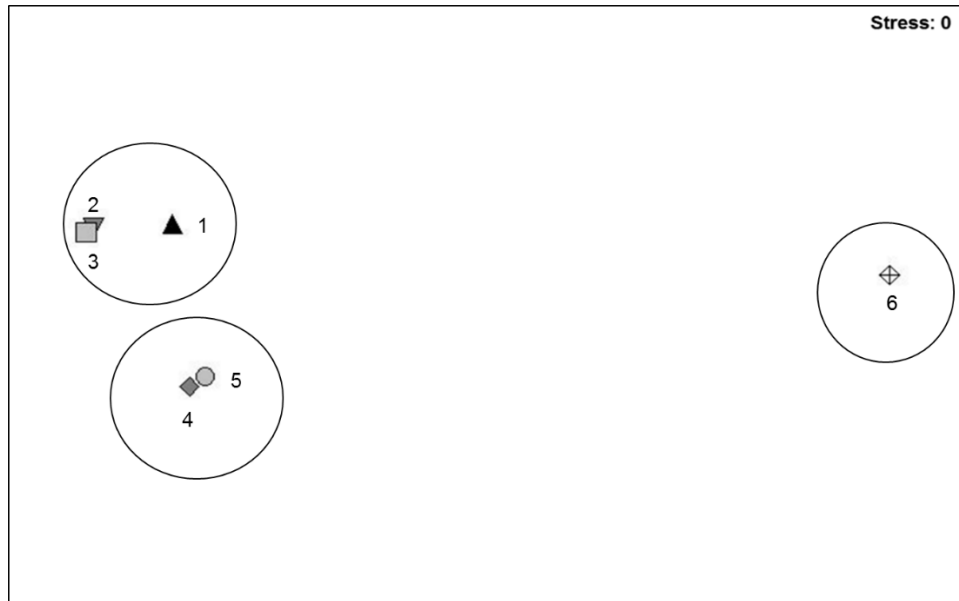


Figura 12. Análisis de escalamiento multidimensional aplicado a los seis sitios de muestreo.

6.8 Evaluación ecológica

La condición ecológica del bosque varió para cada unidad de muestreo con valores de 0.42 a 0.87 (Cuadro 7, Figura 13). Para todo el bosque, se obtuvo un valor de 0.78 (Figura 14), lo cual indica que el estado ecológico del bosque es intermedio, y que un 44.4 % (>0.8) se encuentra en buenas condiciones.

Cuadro 7. Parámetros normalizados para los sitios evaluados y su valor de Índice Ecológico (IE). TS20: Estrato arbóreo alto, TS10: estrato 10-20, TS0: estrato >10, SS: estrato arbustivo, VH: altura vegetal, D6: DAP 6-10, D11: DAP 11-20, D21: DAP 21-40, D41: DAP >40 cm, CC: cobertura, R: reclutamiento DAP < 5 cm, SR: riqueza de semillas, SA: abundancia de semillas TR: riqueza de árboles, VT: tipo de vegetación, BI: Intensidad de quemas, GI: intensidad de pisoteo, FE: extracción de leña, WE: extracción de madera, SD: árboles muertos en pie, CE: condición ecológica.

PLOT	ESTRATO			CLASES DIAMÉTRICAS							REGENERACIÓN					PERTURBACIONES					
	TS20	TS10	TS0	SS	VH	D6	D11	D21	D41	CC	R	SR	SA	TR	VT	BI	GI	FE	WE	SD	CE
1	0	0.33	1	0.66	0.75	1	0.66	0.33	0.33	1	0.66	3	0.33	11	1	1	0.5	1	1	1	0.84
2	0	0.33	1	0.66	0.5	0.66	1	0.66	0.33	0.66	0.66	3	0.33	10	1	1	0.5	1	1	1	0.85
3	0	0.33	1	0.66	0.5	1	1	0.33	0.66	1	0.66	3	0.33	10	1	1	1	1	1	1	0.85
4	0	0.33	1	1	0.5	1	0.66	0.66	0.33	1	0.66	5	0.66	13	1	1	1	1	1	1	0.93
5	0	0.33	1	0.66	0.5	0.66	1	0.66	0.33	0.66	0.66	5	0.66	10	1	1	1	1	0.5	1	0.81
6	0	0.33	1	0.66	0.5	1	1	0.33	0.66	0.66	0.66	3	0.33	14	1	1	0.5	1	1	1	0.85
7	0	0.33	0.66	1	0.5	0.66	1	0.33	0.66	1	0.66	2	0.66	11	1	1	1	1	1	1	0.87
8	0	0.33	1	1	0.75	1	1	0.33	0.33	1	0.33	2	0.33	12	1	1	1	1	1	0.5	0.73
9	0	0.33	1	1	0.5	0.66	1	0.33	0.33	1	0.66	5	0.66	10	1	1	1	1	1	0.5	0.79
10	0	0.33	1	0.66	0.5	0.33	0.66	0.33	0.66	0.33	1	5	0.66	8	1	1	1	1	1	1	0.86
11	0	0.33	0.66	0.66	0.5	1	0.66	0.33	0.33	1	0.33	3	0.33	13	1	1	1	1	1	1	0.83
12	0	0.33	1	0.66	0.5	0.66	1	1	0	0.33	0.33	3	0.33	13	1	1	1	1	1	1	0.79
13	0	0.33	0.66	0.66	0.5	0.33	0.33	1	0.33	0.33	1	3	0	5	1	1	1	1	1	1	0.52
14	0	0.33	1	0.33	0.5	0.66	1	0.33	0	0.33	0.66	4	0.66	9	1	1	1	1	1	1	0.85
15	0	0.33	1	0.66	0.75	0.66	1	0.66	1	1	0.33	5	0.33	10	1	1	1	1	1	1	0.86
16	0	0.33	1	0.33	0.5	0.66	1	0	0	0.33	0.66	2	0	4	1	1	1	1	1	1	0.42
17	0	0.33	1	0.66	0.5	0.33	0	1	0.33	0.33	0.66	2	0.66	3	1	1	1	1	1	1	0.67
18	0	0.33	1	0.33	0.5	0.66	0.33	1	0.33	0.33	0.66	3	0.66	9	1	1	1	1	0.5	1	0.72

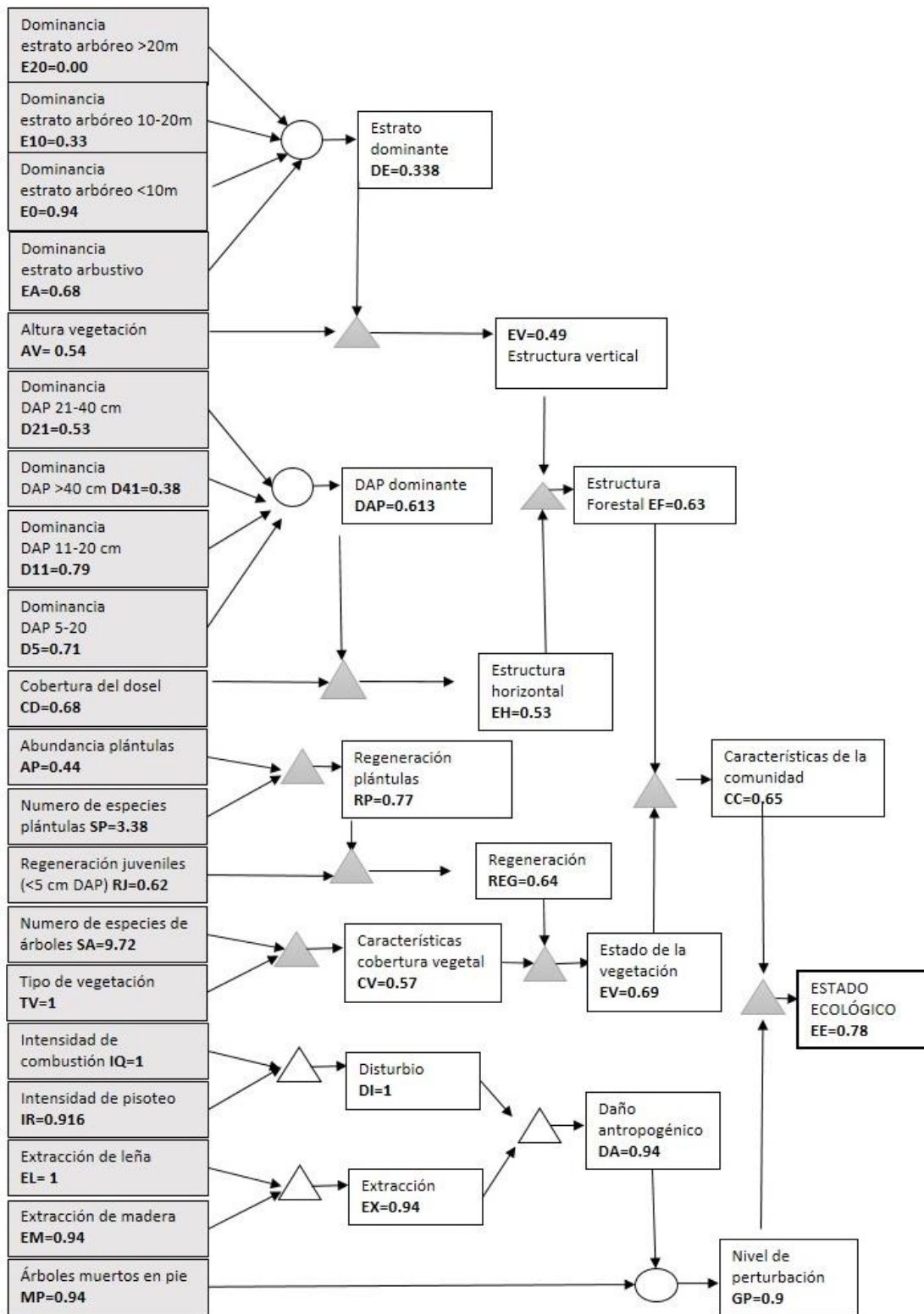


Figura 14. Condición ecológica del bosque. Circulo =Algoritmo matemático; triangulo gris= sistema de reglas SI-ENTONCES; triángulo blanco= reglas SI-ENTONCES y fuzzy logic.

VII. DISCUSIÓN

Los bruscos descensos de temperatura que ocurrieron antes y durante las glaciaciones pleistocénicas (González y Hernández, 1998), provocaron un aumento del nivel del mar que osciló entre 25 y 125 m (Miller *et al.*, 2005), lo que permitió el establecimiento de barreras potenciales para el flujo de genes entre la Florida peninsular y las islas de barrera a lo largo de la costa del Golfo de México (Cavender-Bares *et al.*, 2011), posiblemente esto sea consecuencia de la migración de los encinos en sentido norte-sur (Zavala, 1998), siendo parte de una condición relictual donde antes el clima era más fresco (Sousa, 1968). En este sentido, la presencia del encinar de *Q. oleoides* en el ejido Estero de Milpas, Tamiahua, Ver., corresponde con los encinos tropicales, que a su vez han sido descritos por Miranda y Hernández X, 1963); Rzedowski (1978); Pennington y Sarukhán (2005), encontrándose en altitudes bajas (10 m), lo cual coincide con lo descrito por Rzedowski (1963) para el estado de Veracruz, al no sobrepasar los 100 msnm.

Composición florística

Para los encinares tropicales en el estado de Veracruz, se ha reportado una riqueza aproximada de 428 especies (Gómez-Pompa, 1978; Castillo, 1989; Puig, 1991; Gutiérrez, 1993; Castillo-Campos y Laborde, 2004; Caiseros, 2008; Castillo-Campos *et al.*, 2011; Osorio *et al.*, 2012; Torres, 2013). En esta investigación, para el ejido Estero de Milpas, se han registrado 76 especies, de estas, siete pertenecen a vegetación secundaria y el resto son de vegetación primaria. Esto

representa el 17.75 % de la riqueza a nivel estatal. Si bien, este valor aumenta al considerar los registros de especies de orquídeas reportadas por Ramírez (2010), llegando a 89 especies y, por lo tanto, a 20.7 % de la riqueza florística de este tipo de vegetación en el Estero de Milpas. Así mismo, se reportan 20 nuevos registros para los encinares tropicales de Veracruz (Cuadro 2). Esto sugiere que faltan estudios detallados sobre los encinares tropicales que nos indiquen una idea mejor de su estado y las especies vegetales que en estos habitan (Rzedowski, 2006). El modelo de Clench indica que los datos obtenidos aquí representan el 86 % de las especies para la comunidad y que el inventario puede considerarse suficientemente fiable a pesar de ser incompleto (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

La riqueza encontrada aquí difiere a la reportada por Caiseros (2008) y Torres (2013) para otros fragmentos de encinares tropicales en Tamiahua (18 sp.) y Emiliano zapata (317 sp.), al norte y centro de Veracruz, respectivamente. Es probable que estas diferencias se expliquen por la variación en el tamaño de área del fragmento del encinar estudiado y por la intensidad de muestreo, ya que existe un relación entre el número de especies y el tamaño de sistema (Marrugan, 1988). A su vez, Pennington y Sarukhán (1998) sugieren que las diferencias en composición y fisonomía, pueden deberse a los tipos de suelo donde los bosques suelen desarrollarse. Por ejemplo, en aquellos bosques con suelos profundos y buen drenaje se han reportado alturas de 25 a 30 m, siendo lo que ocurre en el encinar de la Sierra de Otontepec (Castillo y Medina 1996; SMG, 2004), otro caso son los bosques tropicales de Tajín, Papantla, donde además consta de

abundante flora herbácea (Castillo, 1989). Sin embargo, la diversidad y altura de los bosques tropicales se ven afectadas cuando se encuentran en suelos arcillosos y someros, sobre roca basáltica, donde existe un mal drenaje, ya que las especies arbóreas presentan una menor diversidad y alturas de 6 a 15 m (De la Cruz, 2015). Mientras que el estrato arbóreo del Estero de Milpas presentó alturas de 17 a 23 m, es decir, que aquellos suelos con textura franco arenoso, pH ligeramente ácido (6.6), escasa materia orgánica y bajo contenido en fosforo, permitirán un mejor desarrollo que aquellos suelos con arcilla y someros o bien existirá una acción selectiva sobre las especies disponibles (Gómez-Pompa, 1978) Por otra lado, el cambio de uso de suelo, permitirá el establecimiento de especies como *Byrsionimia crassifolia*, *Curatella americana* y *Crescentia cujete* (Rzedowski, 2006) lo que daría lugar al desplazamiento de la vegetación original de los bosques tropicales (Pennington y Sarukhan, 2005).

Considerando el papel del suelo en la fisionomía de los bosques tropicales (Pennington y Sarukhán, 1998) probablemente ha dado como resultado la presencia de 20 especies en el Estero de Milpas que están ausentes en las descripciones de otras investigaciones (Gómez-Pompa, 1988; Castillo, (989; Gutiérrez, 1993; Castillo-Campos *et al.*, 2011). Esto es un claro ejemplo de que cada fragmento de bosque presenta una estructura original que lo caracteriza (Rzedowski, 2006).

Análisis estructural

Diversos autores (Bon Vorries, 1967; Guillén, 1967; Boucher, 1981; Castillo, 1989; Caiseros, 2008; Osorio *et al.*, 2012; Raymond, 2012) señalan que *Q. oleoides* alcanza altas densidades y valores de importancia mayores que otros árboles en los bosques donde se desarrolla, por lo tanto es común encontrar masas puras de *Q. oleoides* sin la presencia de otras especies (Flores y Márquez, 2004). Es decir, los valores de IVI reportados en esta investigación y por otros autores (Guillén, 1967; Boucher, 1981; Castillo, 1989; Caiseros, 2008; Osorio *et al.*, 2012; Raymond, 2012) son el resultado del desarrollo de *Q. oleoides* que se ha favorecido sobre otras especies arbóreas al adaptarse a las condiciones climáticas adversas (Bon Vorries, 1967) logrando así ser la especie con mayor IVI.

La estructura descrita para el encinar del Estero de Milpas difiere con los encinares de San Luis Potosí, Chiapas y Veracruz (Rzedowski, 1963; Escobar-Ocampo y Ochoa-Gaona, 2007; Caiseros, 2008; Torres, 2013), ya que en estos hay ausencia de especies tales como *C. dentata*, *M. myrtilloides*, *C. arborea*, *A. edulis*, *M. zapota*, *P. copal*, *B. simaruba*, *Z. guidonia* y *Psychotria* sp. Mientras que en selva mediana Rzedowski (1966); Castillo-Campos (2011) y Basáñez *et al.* (2009) citan a *C. dentata* como especie característica de esa vegetación, a diferencia de Villavicencio-Enríquez y Valdez-Hernández (2003); García *et al.* (2015) que señalan que es una especie de vegetación secundaria y que alcanza un IVI de 27 %, este valor es menor al observado en esta investigación (41.6 %), al ser la especie con mayor abundancia y encontrarse en cada UM. A su vez, en la vegetación de selva *C. arborea* es una especie típica de vegetación primaria y

prácticamente ausente en sitios donde la vegetación ha sido alterada. Otra especie que destaca es *M. myrtilloides* por su gran abundancia (Meave del Castillo y Martínez, 2000) y, en países como Costa Rica alcanza un IVI de 47.6 % (Leyva *et al.*, 2009), porcentaje mayor al reportado en el presente estudio (38.45 %), a pesar de ser la segunda especie con mayor abundancia y estar presente en cada UM, pocas veces se presentaron individuos adultos por lo que su dominancia fue baja. Del mismo modo, *A. edulis* alcanzó un IVI de 0.54 % en el municipio de Tabasco (Maldonado-Sánchez *et al.*, 2016), cifra menor al de este estudio de 32.7 %, al ser una especie que estuvo presente en la mayoría de las UM. Sin embargo, la mayor parte de los estudios son listados florísticos que carecen de la descripción de la estructura de la vegetación.

Si bien, las especies ausentes en otros encinares (*C. dentata*, *M. myrtilloides*, *C. arborea*, *A. edulis*, *M. zapota*, *P. copal*, *B. simaruba*, *Z. guidonia* y *Psychotria* sp.) y que para este trabajo son de las más importantes dentro de la estructura del encinar, son un ejemplo de que este tipo de vegetación está asociado con especies primarias de selva alta y mediana (Gómez-Pompa, 1978; Rzedowski, 1963), lo que refleja una invasión de selva en estos bosques (Sarukhán y Sousa, 1966). A diferencia de aquellos de altitudes altas, que están asociados con elementos de afinidad boreal (*Liquidambar macrophylla*, *Q. sapotaefolia* y *Q. elliptica*, entre otros) mezclados con especies de afinidad meridional (*Clethra macrophylla*, *Ficus* spp., *Laplacea grandis*, *Terminalia amazonia* y *Vochysia guatemalensis*).

Estructura vertical

En términos generales la altura de los encinares está relacionada con la humedad, siendo más densos y altos los bosques húmedos del Centro y Sur de México (Miranda y Hernández X, 1963; Guillén, 1967; Zavala, 1998). El encinar de *Q. oleoides*, se caracteriza por presentar en su estrato arbóreo especies propias de bosque tropical perennifolio, con alturas de 15 a 25 m Rzedowski, 1963; Gómez-Pompa, 1978; Escobar-Ocampo y Ochoa-Gaona, 2007; Osorio *et al.*, 2012; Raymond, 2012), e incluso aquellos que se desarrollan en suelos con buen drenaje y en contacto con las selvas alcanzan alturas de 25 a 30 m (Castillo y Medina 1996; SMG, 2004)

En algunos encinares el estrato arbóreo intermedio, caracterizado por *B. simaruba*, *D. arboreus*, *P. copal*, entre otras, permiten la entrada de luz hacia los estratos inferiores permitiendo un buen desarrollo del estrato arbustivo y herbáceo con coberturas de 70 y 50 % respectivamente (Rzedowski, 1963), sin embargo, en esta investigación, el estrato arbóreo alto e intermedio no permite que el estrato herbáceo este muy desarrollado teniendo una cobertura mínima (7.9 %). A su vez, Rzedowski (1963) señala que el estrato arbustivo está representado por *Casearia* sp., *Chamaedorea* sp., *Faramea occidentalis*, *Lasiacis divaricata*, *Miconia* sp., *Parathesis serrulata*, *Piper* spp. *Psychotria erythrocarpa*, *Tabernaemontana alba*, *Wimmeria concolor* y *Yucca elephantipes*. De estas, siete coinciden con las del presente estudio. Sin embargo, en algunos lugares el estrato arbustivo se ve afectado por los diferentes grados de perturbación, siendo frecuente encontrar plantas con espinas como *Randia armata* y *Randia obcordata* (De la cruz, 2015).

Otras especies como *E. capuli* y *A. cornigera* que son características de bosques tropicales secos al estar en los encinares, indican la presencia de algún tipo de perturbación ya que forman parte de la vegetación secundaria (Rzedowski, 2000).

Distribución por clases diamétricas

El análisis de distribución por categorías diamétricas para arboles de los 6 sitios de muestreo mostró un 68.2 % de los individuos en la categoría de 1 a 11 cm DAP, este corresponde al patrón de distribución diamétrica tipo I mencionado por Bongers *et al.* (1988), al tener la mayor parte de los individuos en categorías pequeñas, lo cual indica una buena regeneración y establecimiento de las especies. Así mismo, para el municipio de Tamiahua, Caiseros (2008), destacó que en los potreros de “Los encinos” y “Tres Garantías” el reclutamiento es bajo al encontrar individuos adultos y ninguno joven, sin embargo; tanto la zona de la “Playa” como la del Estero de Milpas coinciden con presentar un mayor número de individuos jóvenes, indicando que si hay reclutamiento. Este tipo de distribución se ha reconocido en bosques secos de Costa Rica, con un 87 % de los árboles en las primeras categorías diamétricas (Fonseca *et al.*, 2003), aunque algunos autores sugieren que los encinares requieren de la existencia de aperturas en el dosel para su regeneración (Clark y Clark, 1987; D. León, 2009). Esta apertura se puede dar por perturbaciones de causa natural (huracanes, incendios, etc.), ya que esto puede causar la caída de árboles antiguos, permitiendo el establecimiento de árboles jóvenes, al generarse una dinámica de claros, sin embargo, ello requiere de un conjunto favorable de procesos bióticos y abióticos (Pérez *et al.*, 2013; Badano, 2015). Al no ocurrir este tipo de eventos, algunas especies como las

heliófilas durables, presentan una distribución diamétrica errática o en cohortes, ya que su regeneración depende de ellos (Gallegos *et al.*, 2008), siendo lo que ocurre para *B. simaruba* en el presente estudio. Mientras que en un bosque tropical de Jalisco y en vegetación de selva mediana subperennifolia en Quintana Roo *B. simaruba* presenta una distribución de J invertida, llegando a alcanzar un DAP de hasta 100 cm (Gallegos *et al.*, 2008; Carreón, 2013).

Medidas de diversidad de especies

En términos ecológicos hay un total de 76 especies, los sitios con mayor riqueza son el tres, dos y cuatro con 47, 45 y 41 especies, respectivamente (Figura 1). Las UM 6, 8, 11 y 12 pertenecientes a dichos sitios están alejados del borde del bosque. Mientras que el sitio con menor riqueza fue el seis, presentando especies características de vegetación secundaria, en comparación con los sitios de mayor riqueza, colinda con las zonas de potrero. En este sentido, Caiseros (2008) señala que la composición, estructura y diversidad de los bosques de *Q. oleoides* se ven afectadas por los potreros, si bien, este cambio de uso de suelo puede determinar cambios en la composición y fisionomía del bosque (Pennington y Sarukhán, 1998) Esto mismo patrón ocurre en otros encinares donde las actividades humanas como el apacentamiento de ganado, incendios, desmontes y aprovechamientos forestales, aumenta la riqueza de hierbas, permitiendo que se establezcan especies invasoras (Hobbs y Huenneke, 1992).

El índice de diversidad de Shannon y los valores de diversidad observada (1D) explican que, ciertamente los sitios dos, tres y cuatro tienen mayor diversidad que

el sitio seis. Los valores aquí obtenidos son bajos en comparación con aquellos reportados para bosques de *Q. greggii*-*Q. mexicana* y *Q. saltillensis*-*Q. laeta*, cuyos valores de H' alcanzan los 4.5 y 4.9, respectivamente, y se consideran altos al contrastarlos con otros bosques de Tamiahua (0.96, 0.92 y 0.29; Caiseros, 2008). Encina *et al.*, (2007) sugieren que los bosques pueden alcanzar valores máximos de diversidad (H') al encontrarse en zonas con disturbio moderado, sin embargo también aumenta la posibilidad de que se establezcan especies características de vegetación secundaria o introducidas. De acuerdo a Rzedowski (2006) podría existir un aumento en la diversidad de los bosques en las comunidades secundarias derivadas de estos, siendo más diversos que los encinares mismos. No obstante, existe una contradicción con respecto a la baja diversidad de los bosques tropicales de *Quercus* considerando que se encuentran en zonas tropicales los cuales generalmente albergan la mayor diversidad en el mundo (Ricklefs, 2000).

De acuerdo al índice de equidad (J') mostró la existencia de una mayor homogeneidad en abundancia entre las especies de los sitios con excepción del sitio 6, el cual tiene mayor heterogeneidad ($J'= 0.56$). Mientras que el análisis de la diversidad beta fue expresada mediante los coeficientes de similitud de Jaccard y Bray Curtis, mostrando la formación de grupos similares, en este caso, existe un patrón de decaimiento de la similitud en la composición de especies conforme aumenta la distancia (Calderón-Patrón *et al.*, 2012), tal y como ocurre entre el sitio 2 y el sitio 6 al presenta la mayor distancia.

Grado de conservación

De manera general el grado de conservación del bosque es intermedio con un valor de 0.78. A nivel de UM, las 13 y 16 son las más afectadas con disturbio por actividades humanas como la extracción de madera, tal como lo muestra el índice multicriterio propuesto por Ochoa-Gaona *et al.* (2010). Este modelo ha sido utilizado en el estado de Tabasco, para vegetación de selva inundable, donde de la misma manera aquellas zonas más afectadas son las que presentan disturbio humano (Maldonado-Sánchez *et al.*, 2016).

La perturbación de los bosques, por agentes naturales o por actividades humanas, provocan cambios en la vegetación y en el suelo de los ecosistemas, una reducción de vegetación causa disminución de la actividad en las raíces, y como consecuencia, el hábitat de los microorganismos e invertebrados (Bolin y Cook, 1983; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Rosenfeld y Woodley, 2001; Stern *et al.*, 2002). Algunas veces, las perturbaciones en pequeña escala, aumentan la diversidad de los bosques, sin embargo, cuando se dan a gran escala provocan pérdida en la diversidad genética de las especies (Blockhus, 1995). Por lo que es necesario que las perturbaciones humanas se consideren en este tipo de estudios García-Montiel (2002).

En este sentido, la agricultura representa la principal amenaza para los encinares debido a la tala de estos para dar lugar a la siembra de naranjales y pastizal inducido (De la Cruz, 2015), afectando estos sistemas de manera gradual, dado que los nutrientes del suelo y la materia orgánica en ciertos lapsos se ven agotados (Sherbinin, 2002), siendo además los diferentes usos del suelo los que dan lugar a bosques perturbados (Chagoya *et al.*, 2014). Por ello la protección de

los bosques en general, es de gran importancia dado que la eliminación continua de la vegetación cambia el albedo superficial, reduce la humedad atmosférica y afecta la formación de nubes y precipitación (Sherbinin, 2002).

Si bien, el encinar del Estero de Milpas con su 30 ha, está rodeado de zonas ganaderas. De la misma manera, para el centro de Veracruz es común encontrar cultivos agrícolas de *Citrus auriantimum*, *C. reticulata*, *Mangifera indica* y *Coffea arabica* así como numerosas especies de vegetación secundaria (Torres, 2013). Sin embargo, algunas zonas pueden considerarse como importantes para la conservación, ya sea por presentar un buen reclutamiento (Caiseros, 2008) o bien, como sucede con el bosque del Estero de Milpas que presenta especies listadas en la NOM-059 SEMARNAT-2010. En este sentido, 14 de las 18 M estudiadas aquí presentan árboles adultos que permiten la producción de semillas y por ende un elevado reclutamiento, lo que le confiere buenas condiciones y lleva a la necesidad de que este relictos de vegetación se siga conservando.

VIII. CONCLUSIONES

La composición florística del encinar de *Quercus oleoides* del Ejido Estero de Milpas estuvo representada por 29 familias, 43 géneros y 76 especies, la familia con mayor riqueza fue Fabaceae (5), se incluyen 25 nuevos registros para los bosques tropicales de *Q. oleoides* del estado de Veracruz.

Las especies con mayor índice de Valor de Importancia fueron *Q. oleoides*, *C. dentata*, *M. myrtilloides*, *C. arborea*, *A. edulis*, *M. zapota*, *P. copal*, *B. simaruba*, *Z. guidonia* y *Psychotria* sp.

El estrato arbóreo está definido por 24 especies, subdivido en tres estratos: arbóreo alto (15-20 m), intermedio (5-15 m) y bajo (1.5-5 m). Así mismo el estrato arbustivo esta subdivido en intermedio (5-10 m) y bajo (<1-5 m), y consta también de un estrato herbáceo.

La distribución por clases diamétricas para todo el bosque mostró un patrón de distribución tipo I, de manera particular *Q. oleoides*, *C. arborea*, *M. zapota*, *P. copal* y *B. alicastrum* presentaron este mismo patrón, indicando una buena regeneración y establecimiento. Mientras que *B. simaruba* y *Z. guidonia* presentaron el patrón de tipo IV que indica cierto grado de perturbación.

La diversidad alfa verdadera definió que el sitio 2 es 2.46 % más diverso que el sitio 6. Los índices de similitud corroboran las diferencias entre los sitios, separando al sitio 6 de los demás, habiendo una diversidad beta baja (0.84).

El índice multicriterio para evaluar el grado de conservación mostró para todo el bosque indicó un valor intermedio (0.78) y que un 44.4 % se encuentra en buenas condiciones.

IX. APLICACIÓN PRÁCTICA

Es necesario aportar estrategias para que el fragmento de encinar del ejido Estero de Milpas se siga conservando, ya que el programa de pagos por servicios ambientales que lo incluía finalizó en agosto de 2017. A continuación se presentan estrategias con base en literatura científica y los datos obtenidos en campo.

A pesar de las estrategias que el gobierno ha realizado para valorar de manera tangible los servicios ambientales, como los Programas de pago por Servicios Ambientales (PSA), estas presentan algunas deficiencias, tales como el pago mínimo por el no uso de los recursos. Por lo tanto, el ejidatario difícilmente sustenta a su familia y prefiere, al final del programa, evitar la renovación para continuar dentro del mismo. Sin embargo, Martínez-Meyer *et al.* (2014) sugieren que los ejidatarios pueden tener un mejor estilo de vida al obtener sustento de sus bosques. Esto fue claro cuando en 1982 con el Programa Nacional de Desmonte (Pronade), el desmonte de tierras (en selva alta perennifolia y selva mediana perennifolia y caducifolia) para agricultura y ganadería (Bravo-Peña *et al.*, 2010), ocasionó que los ejidatarios perdieran el sustento que obtenían de los bosques y selvas, y tiempo después terminaron más pobres y con menos posibilidades de la obtención de recursos (Martínez-Meyer *et al.*, 2014).

Por lo que es necesario fomentar conciencia en los dueños del encinar, para que sean ellos quienes decidan la permanencia del sistema y conozcan los servicios ambientales que obtienen de él, mejorando así su calidad de vida (SEMARNAT, 2015).

Por ello, como mencionan Fonseca *et al.* (2012), los apoyos de un PSA deben encaminarse a iniciativas de largo plazo de manejo en co-responsabilidad con los ejidatarios. Considerando los resultados obtenidos en este estudio y la importancia del encinar, es necesario buscar la permanencia del compromiso. Una opción es a través del esquema de fondos concurrentes de CONAFOR que pueda extenderse hasta 15 años, junto con otras comunidades, y que de esta manera haya más oportunidades de conservación y producción (Frausto y Landa, 2011). Que se realicen evaluaciones de los pagos del proyecto de Pago por Servicios Ambientales, para que estos sean hechos a tiempo.

Ya que los encinares pueden considerarse elementos clave para el mantenimiento de la biodiversidad y el funcionamiento de ecosistemas (Pavlik *et al.*, 1993; McShea y Healy, 2002; Díaz, 2009; Arizaga *et al.*, 2009), ya que actúan como hospederos naturales, al alojar a distintos grupos taxonómicos. En el área de estudio un 77 % de orquídeas son epifitas, 23% presentan forma de vida terrestre y una especie se considera terrestre trepadora, por otro lado algunas orquídeas como *Trichocentrum luridum* y *Prosthechea cochleata* se encontraron únicamente en arboles de *Protium copal* y *Manilkara zapota* respectivamente (Ramírez, 2010). Por lo que se considera la evolución biológica y conservación de los encinares puede influir de manera directa en los organismos que en ellos habitan, ya que de esta manera en cada encino se lleven a cabo distintas relaciones interespecíficas, tales como las micorrizas, en las que los hongos dependen de los encinos (Quintana-Ascencio *et al.*, 1992; Bacon, 1997; Tobar-Sánchez *et al.*, 2003; INEGI, 2007; Arizaga *et al.*, 2009).

Aunado a ello, en el presente estudio se detectó la presencia de especies consideradas en la NOM-059 SEMARNAT 2010, como *Zamia loddigesii*, sujeta a protección especial (Pr) y en el Apéndice II del CITES. Acerca de la cual existen pocos reportes sobre su distribución en bosques con buen estado de conservación (CONABIO, 2010), por lo que es necesario que en futuros estudios se considere desarrollar programas de conservación *in situ* en áreas como este encinar que representa un sitio viable para el desarrollo de la especie (formando parte del sotobosque).

A su vez se registraron poblaciones silvestres de *Vanilla planifolia* que está sujeta a protección especial (Pr) por la legislación mexicana (Semarnat, 2010). Las plantaciones comerciales de esta especie mediante clones ha ocasionado una baja variabilidad genética (Minoos *et al.*, 2007), por lo que está en la categoría de alto grado de erosión genética (FAO, 1995). Ante esta situación, las poblaciones silvestres de esta especie conforman un acervo genético primario (Soto-Arenas, 1999), como germoplasma silvestre es muy importante ya que es el que aportaría variabilidad a los cultivos comerciales, lo que conlleva a realizar estudios puntuales de *V. planifolia* y conservar las escasas poblaciones silvestres que aún quedan.

Otra alternativa para garantizar la permanencia de *Q. oleoides* dentro del bosque, es el establecimiento de huertos semilleros, los cuales podrían ser creados para el mejoramiento genético forestal (MGF), considerar diferentes métodos de propagación vegetativa. Igualmente, en el estado de Veracruz participando en la producción de semillas de *Quercus* procedentes de huertos delimitados del

bosque y su uso en programas de reforestación sería de gran valor por la capacidad que poseen estos árboles para capturar carbono (Cámara-Cabrales *et al.*, 2013).

Además, es necesario incluir alternativas que abarquen aspectos tales como la investigación básica y aplicada. Para ello se requiere de una estrategia integrada en el que se incluya la participación de actores de gobierno, académicos, organizaciones no gubernamentales, particulares y que de esta manera participe la sociedad en conjunto. Focalizar esfuerzos de educación ambiental y que a su vez, el conocimiento de los habitantes del ejido permita encontrar mejores alternativas, dándose un seguimiento y evaluaciones año con año.

X. BIBLIOGRAFÍA

1. Araiza, V. y E. Naranja-García. 2013. Lista sistemática de la malacofauna terrestre del municipio de Atoyac, Veracruz. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84: 766-773.
2. Arizaga, S., J. Martínez-Cruz., M. Salcedo-Cabrales y M. A. Bello-González. 2009. Manual de la biodiversidad de los encinos michoacanos. México D.F. 146 p.
3. Ávila-Torresagatón, L. G., M. Hidalgo-Mihart y G. J. Antonio. 2012. La importancia de Palenque, Chiapas, para la conservación de los murciélagos de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 184-193.
4. Badano, E. I. 2015. Germinación de semillas de encinos (*Quercus* spp., Fagaceae) de ambientes templados en escenarios de cambio climático y de cambio del uso del suelo. Tesis de maestría. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica. 36 p.
5. Basáñez, A. J., J. L. Alanís y E. Badillo. 2009. Composición florística y estructura arbórea de la selva mediana subperennifolia del ejido "El Remolino" Papantla, Veracruz. *Avances en Investigación Agropecuaria*. 12(2):3-21.
6. Benítez-Nassar, D. M. 2016. Composición florística de árboles de la finca agroecológica de Zamorano, Valle El Yeguaré, Honduras. Tesis de licenciatura. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras. 26 p.
7. Bolin, B y R. B. Cook. 1983. The major biogeochemical cycles and their interactions, Nueva York, John Wiley y Sons. 554 p.

8. Bongers, F. J., J. Pompa, M. del Castillo y J. Carabias. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Tuxtlas, México. *Vegetation* 74: 55-80.
9. Boucher, D. H. 1981. Seed predation by mammals and forest dominance by *Quercus oleoides*, a tropical lowland oak. *Oecología* 49:409-414.
10. Boucher, D. H. 1983. *Quercus oleoides* (Roble Encino, Oak). *In: Costa Rican Natural History*. Janzen, D. H. (ed.). The University of Chicago Press. pp 319-322.
11. Braun-Blanquet, J. 1950. *Sociología vegetal: estudio de las comunidades vegetales*. Acme Agency. Buenos Aires, Argentina. 444 p.
12. Brummitt, R. K. y C. E. Powell. 1992. *Authors of plant names*. The Royal Botanic Gardens, Kew. 736 p.
13. Caiseros, G. A. 2008. *Estado de conservación de las comunidades dominadas por Quercus oleoides en el municipio de Tamiahua, Veracruz*. Tesis de licenciatura. Universidad de las Américas Puebla. Cholula, Puebla. México. 51 p.
14. Calderón-Patrón, J. M., C. E. Moreno y I. Zuria. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 879-891.
15. Campbell, B., J. A. Sayer, P. Frost, S. Vermeulen, M. Ruiz Pérez, A. Cunningham y R. Prabhu. 2001. Evaluación del desempeño de los sistemas de recursos naturales. *Conservación Ecología* 5(2): 22.
16. Carreón, S. R. C. 2013. *Estructura y crecimiento de tres especies arbóreas en una selva mediana subperennifolia en Quintana Roo*. Tesis de maestría. Colegio de postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. De México. 69 p.

17. Castillo-Campos, G. y E. Ma. E. Medina. 1996. La vegetación de la Sierra de Tantima-Otontepec, Veracruz, México. *La Ciencia y el Hombre* 24: 45-67.
18. Castillo-Campos, G. y J. Laborde. 2004. La Vegetación: 231-269 pp. *In*: S. Guevara, J. Laborde y G. Sánchez-Ríos (Eds.) Los Tuxtlas. El paisaje de la sierra. Instituto de Ecología, A.C. y Unión Europea. Xalapa, Ver.
19. Castillo-Campos, G. y M. E. Medina-Abreu. 2005. Árboles y arbustos de la Reserva Natural de La Mancha, Veracruz. Manual para la Identificación de las especies. Instituto de Ecología. 144 p.
20. Castillo-Campos, G., S. Avendaño-Reyes y M. E. Medina-Abreu. 2011. Flora y vegetación. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (ed.). La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. pp 163-180.
21. Castillo, P. P. 1989. Aspectos iconográficos de Tajín. Tesis de Especialidad. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 281 p.
22. CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical: Guía para el establecimiento y medición. Unidad de Manejo de Bosques Naturales Turrialba, Costa Rica. 52 p.
23. Cavender-Bares, J., A. González-Rodríguez, A. Pahlich, K. Koehler, y N. Deacon. 2011. Phylogeography and climatic niche evolution in live oaks (*Quercus* section *Virentes*) from the tropics to the temperate zone. *Journal of Biogeography* 38: 962- 981.

24. Chagoya, F. J. L., C. R. Mallén, M. M. Anne, F. O. Jiménez, M. I. Akbar, L. F. Velázquez y F. L. Becerra. 2014. Información hidrológica, primer paso para diseñar una política local de pago por servicios ambientales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6 (29):24-43.
25. Chiang, F. 1970. La vegetación de Córdoba, Veracruz. Tesis. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 37 p.
26. Clark, D. A. y D. B. Clark. 1987. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Conell Model. *The American Naturalist* . 24: 769-788.
27. Colwell, R. K. 2013. *EstimateS*: statistical estimation of richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL <purl.oclc.org/estimatesS>.
28. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2013. Estrategia para la Conservación y Uso Sustentable de la Biodiversidad del Estado de Veracruz. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 135 pp.
29. CONAFOR. 2012. Inventario nacional forestal y de suelos. Manual y procedimientos para el muestreo de campo Re-muestreo 2012. 132 p.
30. Cronquist, A. 1981. An Integrated System of Classification of Flowering Plants. Columbia University Press. 1262 p.
31. Cruz-Rodríguez, J. A. y L. López-Mata. 2004. Demography of the seedling bank of *Manilkara zapota* (L.) Royen, in a subtropical rain forest of Mexico. *Plant Ecology* 172: 227-235.

32. De la Cruz, A. F., J. A. Villarreal-Quintanilla., A. E. Estrada-Castillón y D. Jasso-Cantú. 2017. Vegetación y flora de municipio de Álamo Temapache, Veracruz, México. *Acta botánica Mexicana*. 121: 83-124
33. Ellis, E. A. y M. Martínez-Bello. 2010. Vegetación y uso del suelo de Veracruz. *In: Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural del estado de Veracruz (Tomo 1, Patrimonio Natural)*. Comisión para la Conmemoración del Bicentenario de la Independencia Nacional y del Centenario de la Revolución Mexicana. Gobierno del Estado de Veracruz. Xalapa, Veracruz. pp. 203-226.
34. Encina, D. J. A., L. A. Zárate, R. J. Valdés y J. A. Q. Villareal. 2007. Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 81; 51-63.
35. Escobar-Ocampo, Ma. C. y S. Ochoa-Gaona. 2007. Estructura y composición florística de la vegetación del Parque Educativo Laguna Bélgica, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 391-419.
36. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (1995) International Technical Conference on Plant Genetic Resources. Report of the Sub-Regional: Preparatory Meeting for Central America, Mexico and the Caribbean. San José, Costa Rica. Pp. 21-24
37. Florescano, E. y E. J. Ortiz. 2010. Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz, Tomo I. Comisión del estado de Veracruz para la conmemoración de la independencia nacional y la revolución mexicana, Xalapa, Veracruz, México. Primera edición.

38. Flores. R. C. y R. J. Márquez. 2004. Estudio poblacional de *Quercus oleoides* Schl. Et Cham en un gradiente altitudinal del centro de Veracruz, México. *Foresta Veracruzana* 6 (1): 9-144.
39. Gallegos, R. A., G. A. González-Cueva, E. A. Hernández y J. C. Castañeda-González. 2008. Determinación de gremios ecológicos de ocho especies arbóreas de un bosque tropical de Jalisco, México. *Memoria del V Simposio Internacional sobre Manejo Sostenible de los Recursos Forestales*.
40. García-Montiel DC (2002) El legado de la actividad humana en los bosques neotropicales contemporáneos. pp. 97-116. *In: Guariguata MR, Kattan GH (eds) Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. Libro Universitario Regional (EULAC-GTZ). Cartago, Costa Rica.*
41. García, M. L. E., J. I. H. Valdez, M. L. Cevazos y R. M. López. 2015. Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra de Atoyac, Veracruz. *Madera y bosques* 21(3): 69-82.
42. Gaviño, D. L. T. G., L. C. Juárez y T. H. H. Figueroa. 2007. *Técnicas selectas de laboratorio y de campo*. Limusa. México. 308 p.
43. González, M. F. 1998. La vegetación de México y su historia. *Ciencias* 52: 58-65.
44. González, M. F y M. G. Hernández. 1998. Las dolinas de Tamaulipas. *Ciencias* 50: 56-58.
45. Gómez-Pompa, A. 1978. *Ecología de la vegetación del estado de Veracruz*. Continental University of Texas. 91 p.
46. Graham, A. 1975. Late cenozoic evolution of tropical lowland vegetation in Veracruz, Mexico. *Evolution* 29: 723-735.

47. Guillén, B. 1967. Estudio de las características ecológicas de la asociación de encino (*Quercus oleoides* Schlecht. y Cham.) en Guanacaste, Costa Rica. Tesis de maestría. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA. Costa Rica. 94 p.
48. Gutiérrez, B. C. 1993. Lista florística del norte del estado de Veracruz. (Pánuco, Pueblo Viejo y Tampico alto). La Ciencia y el Hombre 15: 71-99.
49. Gutiérrez, B. C. 1994. Plantas útiles de Yecuatla, Ver. La Ciencia y el Hombre 16: 59-75.
50. Gutiérrez, B. C. 2004. Listado florístico del norte de Chiapas: Catazaja y límites con Palenque. Polibotánica 17: 107-124.
51. Hammer, Ø. D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. [Actualizado al 16 de noviembre de 2016]. Página electrónica (http://paleo-electronica.org/2001_1/past/issue_01.htm).
52. INAFED, 2005. [Actualizado el 15 de octubre de 2016] Página electrónica (http://www.elocal.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_veracruz).
53. Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. Revista Ibérica de Aracnología 8: 151-161.
54. Jost, L. 2006. Entropy and diversity. Oikos 113: 363-375.
55. Kershaw, W. K. A. 1973. Quantitative and dynamic plant ecology. 2nd. ed. American Elsevier, New York. 308 p.
56. Klemens, J. A., N. J. Deacon y J. Cavender-Bares. 2011. Pasture recolonization by a tropical oak and the regeneration ecology of seasonally

- dry tropical forests. *In*: Seasonally dry tropical forest. Dirzo, R., H. S. Young., H. A. Mooney y G. Ceballos (eds). Pp. 221-237.
57. Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. República Federal Alemana. 335 p.
58. López-Toledo, J. F., J. I. Valdez-Hernández., M. A. Pérez-Farrera y V. M. Cetina-Alcalá. 2012. Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la reserva de la biósfera la sepultura, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3: 12.
59. Maldonado-Sánchez, E. A., S. Ochoa-Gaona, R. Ramos-Reyes, M. de los A. Guadarrama-Olivera, N. González-Valdivia y B. H. J. de Jong. 2016. La selva inundable de Canacoite en Tabasco, México, una comunidad vegetal amenazada. *Acta Botánica Mexicana* 115: 75-101.
60. Marañón, T., B. Ibáñez, M. Anaya-Romero, M. Muñoz-Rojas y I. M. Pérez-Ramos. 2012. Oak trees and woodlands providing ecosystem services in Southern Spain. Rotherham, I.D., C. Handley., M. Agnoletti y T. Samojlik (eds.) *Trees beyond the Wood. An exploration of concepts of woods, forests and trees*, pp. 369-378.
61. Marrugan, A. E. 1998. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179 p.
62. Martínez-Ramos, M. y E. Álvarez-Buylla. 1995. Ecología de poblaciones de plantas en una selva húmeda de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 56: 121-153.

63. Meave del Castillo, J. A y M. L. Martínez. 2000. Caracterización biológica del Monumento Natural Yaxchilán como un elemento fundamental para el diseño de su plan rector de manejo. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Informe final SNIB.CONABIO proyecto No. M099. México D. F.
64. Miller, K.G., M. A. Kominz, J. V. Browning, J. D. Wright, G. S. Mountain, M. E Katz, P. J. Sugarman, B. S. Cramer, N. Christie-Blick y S. F. Pekar. 2005 The Phanerozoic record of global sea-level change. *Science* 310: 1293–1298.
65. Minoo, D., V. N. Jayakumar, S. S. Veena, J. Vimala, A. Basha, K. V. Saji, K. Nirmal Babu y K. V. Peter. 2007 Genetic variations and interrelationships. *In Vanilla planifolia* and few related species as expresses by RAP D polymorphism. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 55(3): 459-470.
66. Miranda, F. y E. Hernández-Xolocotzi. 1963. Los tipos de vegetación en México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.
67. Montoya-Maquín, J. M. 1996. Notas fitogeográficas sobre el *Quercus oleoides* Cham. y Schlecht. *Revista Interamericana de Ciencias Agrícolas* 16: 57-65.
68. Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MyT-Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza, 84 p.
69. Moreno, C. E., F. Barragán. E. Pineda y N. P. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa, alternativas para interpretar y comparar información sobre

- comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1249-1261.
70. Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Ed. El país. Santa Cruz, Bolivia. 82 p.
71. Müeller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley, New York. 547 p.
72. Ochoa-Gaona, S., C. Kampichler, B. H. J. de Joun, D. S. Hernández, V. Geissen y E. Huerta. 2010. Página web con un índice para la evaluación de la condición ecológica de los bosques tropicales en México. *Agricultura Sostenible* 5: 363-371.
73. Osorio, R. M. L., H. A. Contreras, H. Y. Moreno, Z. M. Equihua y B. G. Benítez. 2012. Biodiversidad y Conservación: una propuesta de desarrollo local en Veracruz. *In: Silva, G. S. E y V. M. R. Parra (eds.). El campo mexicano sin fronteras alternativas y respuestas compartidas. Asociación Mexicana de estudios rurales. México DF. pp. 47-68.*
74. Pennington, T. D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies, 3a. ed. Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo de Cultura Económica, México 523 p.
75. Peters, C. 1996. Aprovechamiento sostenible de recursos no maderables en bosque húmedo tropical: Un manual ecológico. Programa de Apoyo a la Biodiversidad. New York Botanical Garden. E. U. 49 p.

76. Puig, H. 1991. Vegetación de la Huasteca (México). Estudio Fitogeográfico y Ecológico. Institut Francais de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération-Instituto de Ecología-Centre d'études Mexicaines et Centraméricaines, México, D.F. 625 p.
77. Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz, M. González-Espinosa y F. López-Barrera. 2001. Establishment, survival and growth of tree seedlings under successional montane oak forest. *In: Forest, Ecological Studies*, Heidelberg, Springer-Verlag, en prensa.
78. Ramírez-Marcial, M., M. L. Rueda-Pérez, B. G. Ferguson y G. Jiménez-Ferrer. 2012. Caracterización del sistema agropastoril en la Depresión Central de Chiapas. *Avances en la Investigación Agropecuaria* 16(2): 7-22.
79. Ramírez, S. K. K. 2010. Estudio de la familia Orchidaceae Juss de un bosque de encino tropical *Quercus oleoides* Schl et Cham del ejido Estero de Milpas del Municipio de Tamiahua, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Ver. 51 pp.
80. Rangel-CH., J. O. y A. Velázquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. *In: J.O. Rangel-Ch (ed.), Diversidad Biótica II*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Pp. 59-87.
81. Raymond, H. E. 2012. Community structure of neotropical flower visiting bees and wasps: diversity and phenology. *Ecology* 60(1): 190-202.
82. Ricaño, M. 2013. Evaluación de los capitales humano y material del sitio Ramsar No. 1602 "Manglares y humedales de Tuxpan" Veracruz, México. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México. 230 p.

83. Ricklefs, R. E y Miller, G. L. 2000. Ecology. Fourth edition: New York. 82 p.
84. Rosenfeld, D. y W. Woodley, 2001. Pollution and clouds. Physics World 33-37.
85. Rueda, Z. R. del P. 2010. Determinación de la dieta del jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en el municipio de Tamasopo, San Luis Potosí. Tesis de maestría. Colegio de postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. De México. 81 p.
86. Rzedowski, J. 1963. El extremo boreal del bosque tropical siempre verde en Norteamérica continental. Vegetation 11(3-4): 173-198.
87. Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. Limusa. México D. F. 432 p.
88. Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
89. Sabás-Rosales, J. L., J. Sosa-Ramírez y J. de J. Luna-Ruiz. 2015. Distribución, diversidad y caracterización básica del hábitat de los encinos (*Quercus*: Fagaceae) del estado de San Luis Potosí, México. Botanical Sciences 93(4): 881-867.
90. Sarukhán, J. y M. Sousa. 1966. El quinto año de desarrollo de una sucesión secundaria derivada de selvas de *Terminalia amazonia* en la zona de Tuxtepec, Oaxaca, México. En III Congreso Mexicano de Botánica, México, DF. 15 p.
91. SEMARNAT. 2010. [actualizado al 24 de febrero de 2015]. Página electrónica (<http://www.conafor.gob.mx/web/temas-forestales/servicios-ambientales/>).

92. Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2004. Paquetes Digitales Escala. Paquetes Digitales escala 1:250,000 Sierra de Otontepec, Municipio Tepetzintla. [Actualizado el 26 de mayo de 2012]. Página electrónica (www.sgm.gob.mx).
93. Sherbinin de A. 2002. A CIESIN thematic guide to land-use and land-cover change (LUCC). Palisades, NY, USA.
94. Soto-Arenas, M. A. 1999. Filogeografía y recursos genéticos de las vainillas de México. Instituto Chinoín AC. Informe Final SNIB-CONABIO, Proyecto No. J101. México D. F.
95. Stern, M., M. Quesada y K. E. Stoner. 2002. Changes in Composition and Structure of a Tropical Dry Forest Following Intermittent Cattle Grazing. *Journal of Tropical Biology*. Trop. 50: 1021-1034.
96. Sturges, H. 1926. The choice of a class-interval. *J. Amer. Statist. Assoc.* 21:65-66.
97. Torres, C. G. B. 2013. Lista florística de la Barranca de Monte obscuro, municipio de Emiliano Zapata, Veracruz, México. Tesis de maestría. Colegio de postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. De México. 78 p.
98. Valencia, A. S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33-53.
99. Vicente, H. D. M. y C. A. Vicente. 2007. Contribución al conocimiento de las vegetaciones terrestres del municipio de Tamiahua, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.

100. Viveros, C. C y B. M. de J. Cházaro. 2015. Vertebrados de la Sierra Monte de Oro, Alto Lucero, Veracruz. pp 60-77. *In*: Del Ángel. P. A. L. (ed). El Agro Veracruzano.
101. Villaseñor, J. L. 2016. Checklist of the native vascular plants of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87: 559-902.
102. Villavicencio-Enríquez, L y J. Valdez-Hernández. 2003. Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal rusticano de café en San Miguel, Veracruz, México. *Agrociencia* 33: 413-423.
103. Von Borries. G. 1967. Estudio de las características ecológicas de la asociación de Encino (*Quercus oleoides* schlecht. y Cham) en Guanacaste. Costa Rica. Tesis de Maestría. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA.
104. Wilson, M. V. y A. Shmida. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72: 1055-1064.
105. Zavala, Ch. F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. *Polibotánica* 8: 47-64.