

Comportamiento de la diversidad arbórea-arbustiva en zonas de pastoreo en un área natural protegida del trópico seco poblano

Behaviour of the tree-bush diversity in grazing zones in a natural protected area of the poblano dry tropic

Ana Laura García-Fragoso¹ ,
Juan de Dios Guerrero-Rodríguez^{1*} ,
Enrique Ortiz-Torres¹ ,
Humberto Vaquera-Huerta² ,
Octavio César Rosas-Rosas¹ ,
Adrián Raymundo Quero-Carrillo² 

¹Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla No. 205, CP. 72760. Santiago Momoxpan, San Pedro Cholula, Puebla, México.

²Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Carretera Federal México-Texcoco Km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

*Autor de correspondencia:
grjuan2000mx@yahoo.com

Artículo científico

Recibido: 24 de febrero 2021

Aceptado: 13 de septiembre 2021

Como citar: García-Fragoso AL, Guerrero-Rodríguez JD, Ortiz-Torres E, Vaquera-Huerta H, Rosas-Rosas OC, Quero-Carrillo AR (2021) Comportamiento de la diversidad arbórea-arbustiva en zonas de pastoreo en un área natural protegida del trópico seco poblano. Ecosistemas y Recursos Agropecuarios Núm. Esp. II: e2879. DOI: 10.19136/era.a8nII.2879

RESUMEN. La selva baja caducifolia tiene alta diversidad y riqueza biológica, que brinda varios servicios ambientales; no obstante, en los últimos años, algunas actividades humanas sin control han contribuido a su degradación y pérdida. Este es un ecosistema propio de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo, en el estado de Puebla, México, donde el uso de recursos naturales es fuente de ingreso y sustento de sus habitantes. Dado que existe controversia sobre la afectación de la ganadería por el pastoreo, el objetivo del presente estudio fue determinar la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en zonas con y sin pastoreo. Se muestrearon árboles y arbustos de altura mayor o igual a un metro, en los municipios de Huehuetlán El Grande y Huaquechula, donde se establecieron 300 cuadrantes para cada zona y se tomaron muestras de cada especie. Mediante el estimador no paramétrico Chao 2 y el índice Shannon-Wiener (H') se determinó diversidad, dominancia y equidad, obteniéndose la riqueza con curvas de acumulación de especies. Los valores de H' para las dos zonas fueron altos, pero varias especies son de sucesión secundaria e indicadores de disturbio, sugiriendo que, el pastoreo y las actividades que ahí se realizan impactan de manera importante en la estructura y funcionalidad de la diversidad arbórea-arbustiva nativa.

Palabras clave: Área natural protegida, árboles y arbustos, Índices ecológicos, selva baja caducifolia.

ABSTRACT. The tropical dry forest is characterized by its high diversity and biological richness, which provides several environmental services; nonetheless, in recent years, some uncontrolled human activities contribute to its degradation and loss. This is an ecosystem of the Sierra del Tentzo State Reserve, in the State of Puebla, México, where the use of natural resources is the main source of income and livelihood of its inhabitants. Since there is controversy about the effect of grazing, the present study was proposed, whose objective was to determine the diversity of arboreal species in areas with and without grazing. A sampling of trees and shrubs with a height greater than or equal to one meter was carried out in the municipalities of Huehuetlán El Grande and Huaquechula, establishing 300 quadrants for each zone, where samples of each species were taken. Using the non-parametric Chao 2 estimator and the Shannon-Wiener index (H') diversity, dominance and equity were determined, while species richness was obtained with accumulation curves. The values of H' for the areas with and without grazing were high, but several of the species reported are of secondary succession, an indicative of disturbance, showing that grazing and the activities carried out there are having an important impact on the structure and functionality of the native arboreal-shrub diversity.

Key words: Protected area, trees and shrubs, ecological indices, tropical dry forest.

INTRODUCCIÓN

La selva baja caducifolia (SBC) comprende el 42% de los ecosistemas forestales del mundo (Kalacska *et al.* 2004) y es de los lugares donde la tasa de conversión de selvas a tierras agrícolas o a tierras de pastoreo es mayor que en cualquier otro tipo de vegetación (Trejo y Dirzo 2000, Kauffman *et al.* 2003). Algunos investigadores (Gallardo-Cruz *et al.* 2005, García-Romero *et al.* 2005) afirman que todavía se desconoce gran parte de las funciones y procesos ecológicos que alberga en su interior este tipo de selvas, así como las características de su distribución y abundancia, pues sigue siendo de las menos investigadas y más amenazadas por las actividades humanas (Gallardo-Cruz *et al.* 2005, Casanova-Lugo *et al.* 2014).

En este tipo de selva, la ganadería, que es una actividad económica importante de subsistencia para las familias campesinas, ha aumentado considerablemente; para lo cual, en muchos casos, se desmonta (Baraza y Valiente-Banuet 2012), y se propicia el libre pastoreo en los agostaderos o en praderas inducidas. Algunos autores consideran que después del fuego, el pastoreo es el que más propicia la alteración, degradación, pérdida de área y biomasa de los ecosistemas naturales del mundo (Müller *et al.* 2011, Villanueva-Partida *et al.* 2019). La SBC está presente en la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (REST) en el estado de Puebla, México y en ella se practican diferentes actividades agropecuarias como el pastoreo, la recolección de leña, plantas medicinales, forraje, frutos, entre otros; aprovechamientos comunes en otras partes del mundo (Nautiyal y Kaechele 2006, Vedeld *et al.* 2012). En dicha Reserva, de manera supuesta, se le atribuye a la ganadería un efecto negativo en la riqueza y abundancia florística (SMADSOT 2011), aspecto que algunos autores (Díaz *et al.* 2007, Müller *et al.* 2011) han observado en algunas otras partes del mundo. Sin embargo, hasta la fecha no existe un estudio que analice y provea información sobre los posibles impactos causados por la ganadería en la SBC de la REST.

Existen investigaciones con resultados contrastantes en cuanto a los impactos causados a la selva por el pastoreo. Según Belsky y Blumenthal (1997) y Hernández *et al.* (2000), el pastoreo por ganado altera la dinámica de los bosques y selvas naturales, ya que contribuye a la disminución de la biomasa y densidad de herbáceas, propicia también el desplazamiento de especies palatables por otras no palatables y, pueden desaparecer especies nativas (Kauffman *et al.* 2003). Al respecto, Williams-Linera y Lorea (2009), mencionan que en los senderos y sitios pastoreados existe menor riqueza que en los sitios de mayor altitud y pendiente en selvas caducifolias. No obstante, otros autores mencionan que, con la ganadería, se puede contribuir a la mejora y recuperación de ecosistemas (Bermejo *et al.* 2012, García *et al.* 2012, Benthien *et al.* 2018). En algunos casos se ha dicho que complementan los patrones de consumo, principalmente con combinación de especies animales; también, al darse el ramoneo se favorece el control de especies indeseables ya que actúa como control biológico o se estimula el mantenimiento de los pastizales al reducirse la sombra por árboles y arbustos. Adicionalmente, los rumiantes contribuyen a la dispersión de semillas viables, en las heces (Baraza y Valiente-Banuet 2008), lo que modifica la presencia y distribución de ciertas especies vegetales. Por tanto, existe evidencia que el pastoreo puede modificar la diversidad de plantas negativa o positivamente. Pero ciertas consideraciones se deben de tomar en cuenta, pues como mencionan Arévalo *et al.* (2011) y Bermejo *et al.* (2012), los efectos del pastoreo sobre los diferentes ambientes pueden ser inciertos o inestables, por lo que es necesario realizar estudios específicos de cada ecosistema, ya que no se puede generalizar un mismo efecto para todos los ambientes. Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue evaluar la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en zonas pastoreadas y no pastoreadas en la selva baja caducifolia en transición a bosque de encino de la REST.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

La REST se ubica en la parte centro oeste del estado de Puebla, México, en los paralelos 18° 42' 26" Norte y en los meridianos 98° 26' 30" Oeste, a una altitud de 1 500 msnm y tiene una superficie de 57 815.3 ha (SSAOT 2011a, 2011b). En el decreto estatal de su formación se estableció que la ganadería se fomente de manera racional en los ejidos y tierras comunales. En ella, la selva baja caducifolia representa el 20.7% (12 603.2 ha). Los climas que existen en dicha vegetación son el cálido (Aw), semicálido (Cw) y semiseco (BS) con lluvias en verano (García 2004). La temperatura es superior a los 22 °C y tiene una precipitación anual que va de los 800 a 1 000 mm, con alto índice de evapotranspiración (Fernández-Nava *et al.* 1998). Los suelos predominantes en esta área son rendzina, regosol y litosol (SEMARNAP 1998). Este estudio se realizó en los ejidos y tierras comunales de los municipios Huehuetlán El Grande y Huaquechula, los cuales presentan gran porcentaje de selva baja, además de que en estos municipios la ganadería es una práctica económica importante (INEGI 2017).

Unidades de estudio

Se consideraron zonas con pastoreo por más de 20 años (cercanas a veredas de uno a cinco metros y a las comunidades desde donde iniciaba la selva) y zonas sin pastoreo (alejadas de las mismas comunidades en estudio y donde la posibilidad de pastoreo es muy difícil o nula). El pastoreo, es en mayor proporción de caprinos y bovinos, y en menor medida por ovinos y animales de trabajo (equinos). El tamaño de los hatos varía entre 35 y 76 animales y la duración del pastoreo en promedio es de nueve horas al día, y se recorren distancias de entre 3 y 5 km. Para determinar las unidades de estudio, el muestreo se llevó a cabo en compañía de ganaderos, autoridades ejidales y jueces de paz de las distintas comunidades, quienes determinaron las zonas donde se efectuaba y no se efectuaba el pastoreo. En ambos escenarios se muestreó a través de cuadrantes de 20x20 m hechos de cuerdas marcadas. El muestreo

de la vegetación se realizó sólo para el estrato arbóreo y arbustivo (especies leñosas) con una altura mayor o igual a un metro.

En cada condición de estudio se establecieron un total de 300 cuadrantes (12 ha), distribuidos en lugares representativos de la selva baja con afinidad a bosque de encino, en las tierras comunales y ejidales de los municipios mencionados.

Composición de especies

Las especies vegetales se identificaron botánicamente con base al cotejo de plantas, estructuras reproductivas y vegetativas colectadas durante la estación de verano y con ayuda de ejemplares impresos (Huerta-Zamacona *et al.* 2009, Rodríguez-Acosta *et al.* 2009) y bases especializadas como worldfloraonline para elaborar el listado florístico.

Riqueza y diversidad

El análisis de diversidad por condición de estudio se basó en la riqueza de especies (S). Se elaboraron matrices de especies para determinar la riqueza y diversidad proporcional de las especies en las zonas con y sin pastoreo. El análisis se realizó en el programa EstimateS, versión 8.2 (Colwell 2005). Se comparó la riqueza de especies entre las dos condiciones de muestreo utilizando curvas de acumulación de especies y el cálculo de los estimadores no paramétricos cobertura de abundancia (ACE), Chao 1 y Chao 2 (Chao *et al.* 2005). Las curvas de acumulación de especies estiman el número de especies esperadas a partir de un muestreo, donde a medida que aumentan las muestras, el número de especies se va acumulando (Colwell *et al.* 2004). Chao 2 estima el número de especies esperadas considerando la relación entre el número especies únicas y el número de especies duplicadas (Chao *et al.* 2005, Villarreal *et al.* 2006). Las curvas de acumulación de especies se produjeron mediante el reordenamiento aleatorio repetido (1000 repeticiones) (Cavieres y Badano 2009).

Se realizó un comparativo de la composición entre sitios con y sin pastoreo mediante un análisis de similitud (ANOSIM) para corroborar la contribución de especies al porcentaje de disimilitud utilizando la

subrutina SIMPER con el programa PAST versión 4.3 (Hammer *et al.* 2001). El ANOSIM fue de una vía con permutación de 9999, y un nivel de significancia $p < 0.05$.

Para determinar la diversidad alfa se emplearon los siguientes índices:

Índice de Shannon-Wiener (H'): con él se mide el grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una superficie muestreada. Este índice asume que todas las especies están representadas en las muestras y son seleccionados al azar, e indica qué tan uniformes están representadas las especies (en abundancia) teniendo en cuenta todas las especies muestreadas (Pla 2006, Villarreal *et al.* 2006). Adquiere valores entre cero, cuando existe una sola especie, y el logaritmo del número de especies (S), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 1988). Este índice se calculó con la siguiente fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$$

Dónde: H' = Índice de Shannon-Wiener; P_i = Proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total; \ln = Logaritmo natural. Así mismo, con base en este índice se realizó una prueba de "t" modificada por Hutcheson utilizando el paquete R versión 4.02.

Dominancia: indica cuan desigual están distribuidas las especies en una comunidad; su valor oscila entre 0 y 1, calculándose por la división $\frac{N_i}{N}$. Dónde: N_i = Número de individuos de la especie más abundante en la muestra; y N = número total de individuos en la muestra.

Índice de Equidad (E): emplea el índice de Shannon (H') y sus valores van de 0 a 1, dónde 0 indica la mínima equidad (o que sólo una especie está presente en el área de muestreo) y 1 que todas las especies tienen la misma abundancia (Magurran 1988). Su cálculo con la siguiente fórmula:

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

Dónde: H' = índice de Shannon; \ln = logaritmo natural

(o base e); y S = número de especies en la muestra.

RESULTADOS

Se encontraron 36 familias, 93 géneros (Figura 1) y 131 especies. Del total de especies, 113 se ubicaron en la zona sin pastoreo y 120 en la zona con pastoreo, compartiendo ambas zonas 102 especies (Tabla 1). De las especies encontradas, 112 fueron identificadas a nivel de especie (85.5%), ocho a nivel de género (6.1%) y 11 especies quedaron identificadas a nivel familia (8.4%). La distribución de especies por familia (Figura 1) fue desigual; la familia más representativa fue la Fabaceae con 31 especies (23.48%).

El valor de dominancia para la zona con pastoreo fue de 0.107; donde la especie más dominante fue *Opuntia depressa* Rose de la familia Cactaceae; para la zona sin pastoreo el valor de dominancia fue de 0.091 y la especie más dominante fue *Viguiera insignis* Miranda. De acuerdo a la prueba de ANOSIM, se encontraron diferencias significativas entre ambas zonas ($p = 0.0001$, $R = 0.06$), con 13 especies acumulando el 51% de la disimilitud (Tabla 1); de entre ellas, *Brahea dulcis* (Kunth) Mart., *Opuntia depressa* Rose, *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq, *Lippia graveolens* Kunth y *Acacia bilimekii* J. F. Macbr. tuvieron la mayor abundancia media en la zona con pastoreo que en la de sin pastoreo, mientras que, en esta última, las especies *Viguiera insignis* Miranda y *Mimosa polyantha* Benth. fueron las más abundantes. En global, en 67 especies hubo mayor número de individuos en la zona con pastoreo; mientras en la zona sin pastoreo hubo 52 especies con mayor número de individuos que en la zona con pastoreo y 12 especies que no se aparecieron en la zona con pastoreo.

El valor de equidad en la zona de pastoreo fue de 0.776, mientras que la zona sin pastoreo tuvo un valor de 0.82, mayor que el de las zonas pastoreadas. De acuerdo a la Prueba de "t" modificada por Hutcheson, las zonas difirieron ($p < 0.0001$) en diversidad, teniendo la zona sin pastoreo un valor de Índice de Shannon de 2.14 y la zona con pastoreo de 1.95 (Figura 2). Sin el ajuste de Hutcheson, el valor del Índice de Shannon-Wiener (H') obtenido

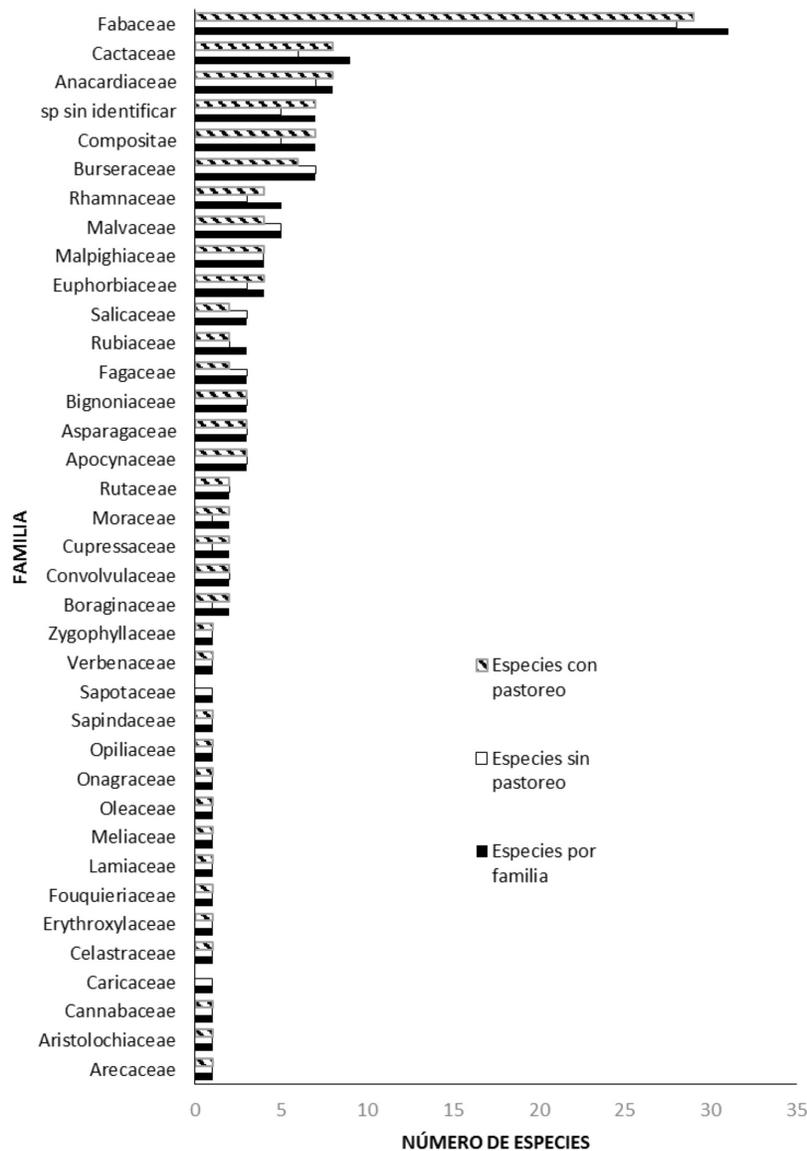


Figura 1. Distribución de especies en las familias registradas en la selva baja caducifolia de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo (total y por condición de con y sin pastoreo).

para la zona con pastoreo fue de 3.72 y para la zona sin pastoreo fue de 3.88.

Las curvas de acumulación de especies (Figura 3) para las zonas pastoreadas y sin pastoreo, tuvieron una asíntota. El estimador no paramétrico de Chao 2 a partir de 1000 remuestreos realizados al máximo número de muestras (N), mostró que con el 95% del intervalo de confianza se solapa con el valor

máximo de riqueza de especies con una exactitud de 0.979 y 0.986 para las zonas sin pastoreo y con pastoreo, respectivamente. Por su parte, el estimador ACE 1 tuvo exactitudes de 0.985 y 0.994 para las zonas sin pastoreo y con pastoreo, respectivamente. Chao 1 tuvo exactitudes de 0.991 y 0.998 para las zonas sin pastoreo y con pastoreo, respectivamente.

Tabla 1. Número de individuos por especie en cada familia en la zona de pastoreo (CP) y sin pastoreo (SP).

Familia y especies	Forma de vida	SP	EE SP	CP	EE CP	SIMPER			
						Disimilitud promedio	Contribución (%)	Abundancia media SP	Abundancia media CP
Familia Anacardiaceae									
<i>Comocladia engleriana</i> Loes.	Árbol*	239	0.098	258	0.115	1.19	1.346	0.797	0.86
<i>Actinocheita potentillifolia</i> (Turcz.) Bullock	Árbol*	256	0.119	62	0.041	0.8085	0.9145	0.853	0.207
<i>Pistacia mexicana</i>	Árbol*	129	0.081	85	0.074	0.6596	0.7461	0.43	0.283
<i>Rhus standleyi</i> F.A. Barkley	Arbusto*	119	0.118	50	0.042	0.3973	0.4494	0.397	0.167
<i>Rhus chondroloma</i> Standl.	Arbusto**	69	0.061	77	0.053	0.3536	0.4	0.23	0.257
<i>Spondias mombin</i> L.	Árbol**	24	0.022	61	0.047	0.2451	0.2772	0.08	0.203
<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.) Standl.	Árbol*	17	0.018	50	0.040	0.1718	0.1944	0.0567	0.167
<i>Cyrtocarpa procera</i> Kunth	Árbol*	-	0.000	17	0.017	0.0696	0.0788	0	0.0567
Familia Apocynaceae									
<i>Plumeria rubra</i> L.	Árbol**	295	0.130	39	0.034	1.079	1.22	0.983	0.13
<i>Cascabela thevetia</i> (L.) Lippold	Árbol**	124	0.060	95	0.058	0.5852	0.6619	0.413	0.317
<i>Tabernaemontana grandiflora</i> Jacq.	Árbol*	21	0.023	36	0.050	0.2168	0.2452	0.07	0.12
Familia Arecaceae									
<i>Brahea dulcis</i> (Kunth) Mart.	Arbusto**	1045	0.357	1862	0.536	6.252	7.072	3.48	6.21
Familia Aristolochiaceae									
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Arbusto*	83	0.067	16	0.036	0.265	0.2997	0.277	0.0533
Familia Asparagaceae									
<i>Yucca</i> sp.	Arbusto*	199	0.089	123	0.061	0.8193	0.9267	0.663	0.41
<i>Dasyliion</i> spp.	Arbusto*	7	0.011	63	0.063	0.1774	0.2007	0.0233	0.21
<i>Beaucarnea gracilis</i> Lem.	Arbusto*	4	0.011	26	0.043	0.0604	0.0683	0.0133	0.0867
Familia Bignoniaceae									
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. Ex Kunth	Arbusto**	83	0.049	248	0.137	0.8746	0.9892	0.277	0.827
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) Bertero ex A.DC.	Árbol*	43	0.037	6	0.014	0.1848	0.209	0.143	0.02
<i>Astianthus viminalis</i> (Kunth) Bail.	Arbusto*	7	0.012	15	0.017	0.0744	0.0842	0.0233	0.05
Familia Boraginaceae									
<i>Tournefortia hirsutissima</i> L.	Arbusto**	-	0.000	4	0.013	0.0228	0.0258	0	0.0133
<i>Cordia morelosana</i> Standl.	Árbol**	2	0.005	2	0.005	0.0168	0.019	0.0067	0.0067
Familia Burseraceae									
<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Árbol*	341	0.147	147	0.072	1.333	1.508	1.14	0.49
<i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl.	Árbol*	271	0.094	144	0.084	1.052	1.189	0.903	0.48
<i>Bursera glabrifolia</i> (Kunth) Engl.	Árbol*	120	0.061	189	0.113	0.8292	0.9379	0.4	0.63
<i>Bursera copallifera</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Bullock	Árbol*	75	0.042	47	0.044	0.3473	0.3928	0.25	0.157
<i>Bursera morelensis</i> Ramirez	Árbol*	37	0.036	10	0.011	0.1325	0.1499	0.123	0.0333
<i>Bursera aptera</i> Ramirez	Árbol*	1	0.003	37	0.037	0.1057	0.1196	0.0033	0.123
<i>Bursera microphylla</i> A.Gray	Árbol*	1	0.003	-	0.000	0.0023	0.0026	0.0033	0
Familia Cactaceae									
<i>Opuntia depressa</i> Rose	Arbusto**	869	0.300	2026	0.514	6.13	6.933	2.9	6.75
<i>Neobuxbaumia mezcalaensis</i> Bravo	Arbusto*	69	0.088	84	0.102	0.498	0.5633	0.23	0.28
<i>Nopalea cochenillifera</i> (L.) Salm-Dyck	Arbusto**	51	0.061	7	0.010	0.1843	0.2084	0.17	0.0233
<i>Pachycereus marginatus</i> (DC.) Britton & Rose	Arbusto*	2	0.005	36	0.049	0.1243	0.1405	0.0067	0.12
<i>Lemaireocereus weberi</i> (J.M.Coult.) Britton & Rose	Arbusto*	2	0.007	13	0.022	0.0558	0.0631	0.0067	0.0433
<i>Stenocereus pruinosus</i> (Otto ex Pfeiff.) Buxb.	Arbusto*	-	0.000	18	0.031	0.0538	0.0609	0	0.06
<i>Myrtillocactus geometrizans</i> (Mart. ex Pfeiff.) Console	Arbusto*	-	0.000	5	0.009	0.0175	0.0198	0	0.0167
<i>Pachycereus weberi</i> (J.M.Coult.) Backeb	Arbusto*	-	0.000	2	0.005	0.0084	0.0095	0	0.0067
<i>Stenocereus stellatus</i> (Pfeiff.) Riccob.	Arbusto*	2	0.007	-	0.000	0.0066	0.0075	0.0067	0
Familia Cannabaceae									
<i>Celtis caudata</i> Planch.	Arbusto*	8	0.010	13	0.014	0.06	0.0679	0.0267	0.0433
Familia Caricaceae									
<i>Carica papaya</i> L.	Arbusto*	4	0.013	-	0.000	0.014	0.0158	0.0133	0
Familia Celastraceae									
<i>Wimmeria microphylla</i> Radlk.	Arbusto*	185	0.119	141	0.092	0.915	1.035	0.617	0.47
Familia Compositae									
<i>Viguiera insignis</i> Miranda	Arbusto**	1437	0.622	416	0.251	4.516	5.107	4.79	1.39
<i>Montanoa tomentosa</i> (Cerv.) DC.	Arbusto**	344	0.172	208	0.134	1.406	1.59	1.15	0.693
<i>Viguiera eriophora</i> var. poblana (Panero & E.E.Schill.) B.L.Turner	Arbusto**	292	0.219	28	0.054	0.9013	1.019	0.973	0.0933
<i>Senecio praecox</i> (Cav.) DC.	Arbusto*	90	0.056	133	0.114	0.5847	0.6613	0.3	0.443
<i>Gochnatia hypoleuca</i> (DC.) A.Gray	Arbusto*	-	0.000	60	0.137	0.1668	0.1887	0	0.2
Sp. 1	25	0.064	2	0.007	0.05	0.0565	0.0833	0.0067	
<i>Otopappus imbricatus</i> (Sch.Bip.) S.F.Blake	Arbusto**	-	0.000	10	0.030	0.026	0.0294	0	0.0333
Familia Convolvulaceae									
<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	Árbol**	252	0.118	565	0.239	2.182	2.468	0.84	1.88
<i>Ipomoea murucoides</i> Roem. & Schult.	Árbol**	38	0.029	554	0.284	1.645	1.86	0.127	1.85
Familia Cupressaceae									
<i>Juniperus flaccida</i> Schltdl.	Árbol*	43	0.042	179	0.127	0.5358	0.6061	0.143	0.597
<i>Taxodium huegelii</i> C.Lawson	Árbol*	-	0.000	34	0.045	0.1587	0.1795	0	0.113
Familia Erythroxylaceae									
<i>Erythroxylum rotundifolium</i> Lunan	Árbol*	14	0.031	22	0.021	0.1127	0.1275	0.0467	0.0733
Familia Euphorbiaceae									
<i>Sebastiania pavoniana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	Arbusto*	128	0.125	154	0.139	0.7541	0.8529	0.427	0.513
<i>Sapium</i> sp.	Arbusto**	80	0.071	107	0.103	0.6143	0.6948	0.267	0.357
<i>Cnidocolus tubulosus</i> (Müll. Arg.) I. M. Johnst.	Arbusto**	31	0.029	23	0.028	0.1496	0.1692	0.103	0.0767
<i>Jatropha</i> sp.	Arbusto**	-	0.000	3	0.006	0.0089	0.0101	0	0.01
Familia Fabaceae									
<i>Mimosa polyantha</i> Benth.	Arbusto**	1154	0.391	719	0.284	4.315	4.881	3.85	2.4
<i>Acacia bilimekii</i> J.F.Macbr.	Arbusto**	204	0.127	972	0.389	2.842	3.215	0.68	3.24
<i>Acacia cochliacantha</i> Willd.	Arbusto**	335	0.169	577	0.268	2.236	2.529	1.12	1.92
Sp. 2 Nanota	Arbusto**	481	0.136	414	0.181	2.047	2.315	1.6	1.38
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Árbol**	299	0.144	149	0.089	1.253	1.417	0.997	0.497

Tabla 1. Continuación.

<i>Mimosa lacerata</i> Rose	Arbusto**	90	0.065	316	0.201	1.13	1.278	0.3	1.05
<i>Acacia coulteri</i> A.Gray	Arbusto**	306	0.127	65	0.051	1.088	1.231	1.02	0.217
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg	Arbusto**	229	0.090	104	0.068	0.9396	1.063	0.763	0.347
<i>Conzattia multiflora</i> (Robinson) Standl.	Árbol *	218	0.090	94	0.052	0.8636	0.9768	0.727	0.313
<i>Senna wislizeni</i> (A.Gray) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto**	8	0.013	266	0.188	0.7895	0.893	0.0267	0.887
<i>Brongniartia intermedia</i> Moric.	Arbusto**	13	0.018	276	0.188	0.7109	0.804	0.0433	0.92
<i>Lysiloma tergemina</i> Benth	Árbol*	148	0.146	13	0.022	0.4213	0.4765	0.493	0.0433
<i>Mimosa benthhamii</i> J.F.Macbr	Arbusto**	57	0.040	103	0.080	0.4026	0.4553	0.19	0.343
<i>Sphingia acattensis</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	Árbol*	57	0.050	102	0.111	0.3932	0.4448	0.19	0.34
<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	Árbol**	43	0.038	23	0.022	0.251	0.2839	0.143	0.0767
<i>Senna holwayana</i> (Rose) H.S.Irwin & Barneby	Arbusto**	60	0.040	14	0.021	0.217	0.2454	0.2	0.0467
<i>Styphnolobium burseroides</i> M. Sousa, Rudd & González Medrano, Francisco	Árbol*	48	0.032	20	0.021	0.2077	0.2349	0.16	0.0667
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Arbusto**	-	0.000	84	0.176	0.1992	0.2253	0	0.28
<i>Senna andrieuxii</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Árbol*	45	0.041	16	0.021	0.1745	0.1974	0.15	0.0533
<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	Árbol*	53	0.033	2	0.005	0.1575	0.1781	0.177	0.0067
<i>Mimosa albidia</i> Willd.	Arbusto**	27	0.039	5	0.009	0.1351	0.1528	0.09	0.0167
<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) M.C.Johnst.	Árbol**	5	0.009	35	0.064	0.1301	0.1471	0.0167	0.117
<i>Lonchocarpus caudatus</i> Pittier	Árbol**	30	0.043	4	0.008	0.1194	0.135	0.1	0.0133
<i>Mimosa adenanthroides</i> (M. Martens & Galeotti) Benth.	Arbusto**	3	0.006	28	0.044	0.0713	0.0806	0.01	0.0933
<i>Acacia</i> Sp.1.	Arbusto**	3	0.007	20	0.031	0.0602	0.0681	0.01	0.0667
<i>Hesperalbizia occidentalis</i> (Brandege) Barneby & J.W.Grime	Arbusto*	7	0.014	11	0.014	0.0514	0.0582	0.0233	0.0367
<i>Calliandra eriophylla</i> Benth.	Arbusto*	8	0.019	11	0.028	0.0476	0.0539	0.0267	0.0367
<i>Leucaena esculenta</i> (DC.) Benth.	Árbol*	-	0.000	4	0.008	0.0176	0.0199	0	0.0133
Sp. 1 Garbancillo	Arbusto**	6	0.008	-	0.000	0.0174	0.0197	0.02	0
<i>Coursetia glandulosa</i> A. Gray	Arbusto*	-	0.000	3	0.006	0.0141	0.0159	0	0.01
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth	Árbol*	1	0.003	-	0.000	0.0027	0.0031	0.0033	0
Familia Fagaceae									
<i>Quercus glaucooides</i> M.Martens & Galeotti	Árbol*	464	0.220	429	0.189	2.102	2.378	1.55	1.43
<i>Quercus magnoliifolia</i> Née	Árbol*	41	0.085	241	0.206	0.6317	0.7145	0.137	0.803
<i>Quercus acutifolia</i> Née	Árbol*	14	0.024	-	0.000	0.0365	0.0413	0.0467	0
Familia Fouquieriaceae									
<i>Fouquieria formosa</i> Kunth	Arbusto*	21	0.045	38	0.050	0.222	0.2511	0.07	0.127
Familia Lamiaceae									
<i>Vitex mollis</i> Kunth	Arbusto*	37	0.034	7	0.013	0.1274	0.144	0.123	0.0233
Familia Malpighiaceae									
<i>Lasiocarpus</i> sp.	Arbusto**	205	0.104	247	0.115	1.157	1.308	0.683	0.823
<i>Bunchosia lanceolata</i> Turcz	Arbusto**	49	0.055	246	0.168	0.8096	0.9157	0.163	0.82
<i>Malpighia mexicana</i> A. Juss.	Arbusto*	113	0.051	114	0.076	0.6342	0.7174	0.377	0.38
<i>Bunchosia canescens</i> (Aiton) DC.	Arbusto**	7	0.013	5	0.009	0.0383	0.0434	0.0233	0.0167
Familia Malvaceae									
<i>Melochia</i> sp.		12	0.031	385	0.228	0.9709	1.098	0.04	1.28
<i>Ceiba aesculifolia</i> (H.B.K.) Britten & Baker	Árbol*	121	0.058	51	0.029	0.5	0.5656	0.403	0.17
<i>Helicarpus terebinthinaceus</i> (DC.) Hochr.	Arbusto**	54	0.040	46	0.042	0.3198	0.3617	0.18	0.153
<i>Ceiba parvifolia</i> Rose	Árbol*	56	0.040	24	0.022	0.2431	0.2749	0.187	0.08
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Árbol**	4	0.011	-	0.000	0.0151	0.0171	0.0133	0
Familia Meliaceae									
<i>Cedrela salvadorensis</i> Standl.	Árbol*	2	0.005	8	0.011	0.0379	0.0428	0.0067	0.0267
Familia Moraceae									
<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth	Árbol**	8	0.009	1	0.003	0.0274	0.031	0.0267	0.0033
<i>Ficus petiolaris</i> Kunth	Árbol**	-	0.000	4	0.007	0.0159	0.018	0	0.0133
Familia Oleaceae									
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Arbusto**	517	0.247	225	0.149	2.282	2.581	1.72	0.75
Familia Onagraceae									
<i>Hauya</i> sp.	Árbol*	245	0.125	21	0.031	0.8744	0.989	0.817	0.07
Familia Opiliaceae									
<i>Agonandra obtusifolia</i> Standl.	Árbol*	57	0.037	93	0.073	0.4041	0.4571	0.19	0.31
Familia Rhamnaceae									
<i>Colubrina triflora</i> Brongn.ex Sweet	Arbusto*	272	0.128	201	0.111	1.319	1.492	0.907	0.67
<i>Karwinskia mollis</i> Schtdl.	Arbusto*	69	0.054	172	0.104	0.681	0.7703	0.23	0.573
<i>Rhamnus humboldtiana</i> Willd. ex Schult.	Arbusto*	-	0.000	29	0.027	0.1016	0.115	0	0.0967
<i>Ceanothus caeruleus</i> Lag.	Arbusto**	-	0.000	23	0.026	0.0556	0.063	0	0.0767
<i>Ziziphus amole</i> (Sessé & Moc.) M. C. Johnst.	Árbol*	1	0.003	-	0.000	0.0042	0.0048	0.0033	0
Familia Rubiaceae									
<i>Hintonia latiflora</i> (Sessé & Moc. Ex. DC.) Bullock	Árbol*	83	0.060	31	0.024	0.3636	0.4112	0.277	0.103
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Arbusto*	38	0.040	-	0.000	0.1071	0.1212	0.127	0
<i>Randia thurberi</i> S. Watson	Arbusto*	-	0.000	1	0.003	0.0037	0.0042	0	0.0033
Familia Rutaceae									
<i>Ptelea trifoliata</i> L.	Arbusto*	197	0.116	125	0.098	1.045	1.182	0.657	0.417
<i>Zanthoxylum ciliatum</i> Engl.	Arbusto*	28	0.043	16	0.019	0.1328	0.1502	0.0933	0.0533
Familia Salicaceae									
<i>Casearia corymbosa</i> Kunth	Arbusto**	58	0.049	7	0.010	0.2489	0.2816	0.193	0.0233
<i>Xylosma intermedia</i> (Seem.) Griseb.	Árbol**	22	0.026	12	0.025	0.0868	0.0982	0.0733	0.04
<i>Neopinglea viscosa</i> (Liebm.) Rose	Arbusto**	9	0.011	-	0.000	0.0244	0.0276	0.03	0
Familia Sapindaceae									
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Arbusto**	796	0.396	1649	0.694	5.538	6.264	2.65	5.5
Familia Sapotaceae									
<i>Sideroxylon palmeri</i> (Rose) T.D.Penn.	Árbol*	71	0.091	-	0.000	0.2045	0.2313	0.2363	0
Sp sin identificar									
Sp. 2		155	0.074	142	0.088	0.8494	0.9607	0.517	0.473
Sp. 1		85	0.049	49	0.045	0.7524	0.851	0.0001	0.163
Sp. 3		53	0.058	22	0.028	0.2016	0.228	0.177	0.0733

Tabla 1. Continuación.

Sp. 4	-	0.000	50	0.167	0.1545	0.1748	0	0.167	
sp. 7	24	0.026	38	0.032	0.1492	0.1688	0.08	0.127	
Sp. 5	25	0.037	7	0.020	0.1122	0.1269	0.0833	0.0233	
Sp. 6	-	0.000	20	0.032	0.0756	0.0855	0	0.0667	
Familia Verbenaceae									
<i>Lippia graveolens</i> Kunth	Arbusto**	250	0.210	1022	0.425	3.126	3.536	0.833	3.41
Familia Zygophyllaceae									
Sp. 1	29	0.028	8	0.010	0.1139	0.1289	0.0967	0.0267	

* Vegetación original. ** Vegetación secundaria. EE: Error estándar.

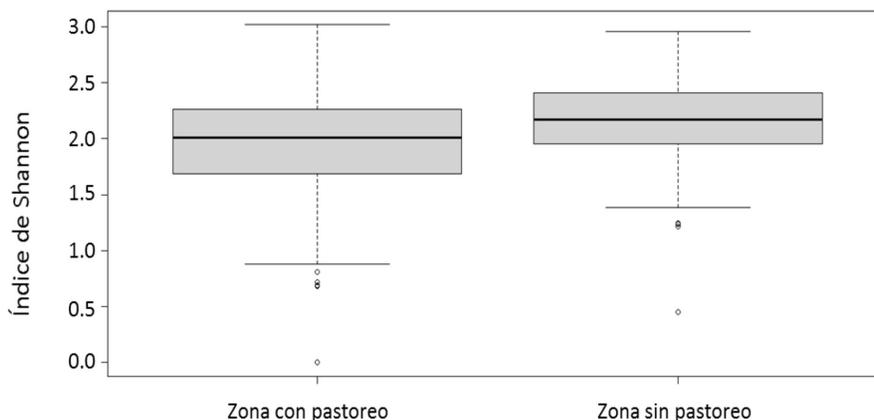


Figura 2. Valores de Índice de Shannon-Weiner utilizando la prueba de "t" modificada por Hutcheson.

DISCUSIÓN

La pérdida de biodiversidad es un asunto de suma importancia debido a la presión que se tiene sobre los recursos naturales. En la REST las actividades agropecuarias, así como la extracción de recursos, han favorecido el establecimiento de especies secundarias indicadoras de degradación del ecosistema. A pesar de esto, actualmente la REST presenta gran diversidad de árboles y arbustos (131 especies) en las zonas muestreadas comparado a lo reportado por otras investigaciones en la selva baja caducifolia, en áreas de muestreo entre 0.1 a 1 ha, que indican un rango de 111 a 148 especies (en zonas no pastoreadas). Por ejemplo, Gallardo-Cruz *et al.* (2005), en Cerro Verde Nizanda, Oaxaca, reportaron 145 especies leñosas (en zonas donde no había indicio de perturbación humana); Durán *et al.* (2006) obtuvieron 148 especies en la zona de Chamela, Jalisco; Gordon y Newton (2006) reportaron 111 especies en 0.1 ha, y 132 especies en 0.4 ha en Huatulco, Oaxaca; mientras que Williams-Linera y Lorea (2009), reportan 122 especies leñosas en Paso de Ovejas, Veracruz.

En la REST la familia más abundante con 31 especies coincide con lo reportado por Rzedowski (2006) y Casanova-Lugo *et al.* (2014) quienes encontraron que, de las angiospermas en la selva baja caducifolia, la familia más representativa es *Fabaceae* (*Leguminosae*), tanto en número de especies como en individuos, así como en importancia y dominancia de los estratos arbóreos. También concuerda con lo reportado por Villanueva-Partida *et al.* (2019) para zonas de pastoreo de ganado bovino con árboles dispersos en potreros en la Sierra Sur del estado de Tabasco (México). En la REST la riqueza y diversidad de especies arbóreas y arbustivas en zonas pastoreadas y zonas sin pastoreo es alta de acuerdo a lo obtenido mediante la curva de acumulación de especies, así como, por el Índice de Shannon-Wiener (H') cuyos resultados mostraron diferencias significativas entre zonas; así mismo se encontraron diferencias entre la cantidad de individuos dentro de especies. Al respecto, McEvoy *et al.* (2006) estudiaron bosques de Irlanda y Al-Rowaily *et al.* (2015) pastizales degradados del oeste de Arabia Saudita; en sitios pastoreados y sin pastoreo, en-

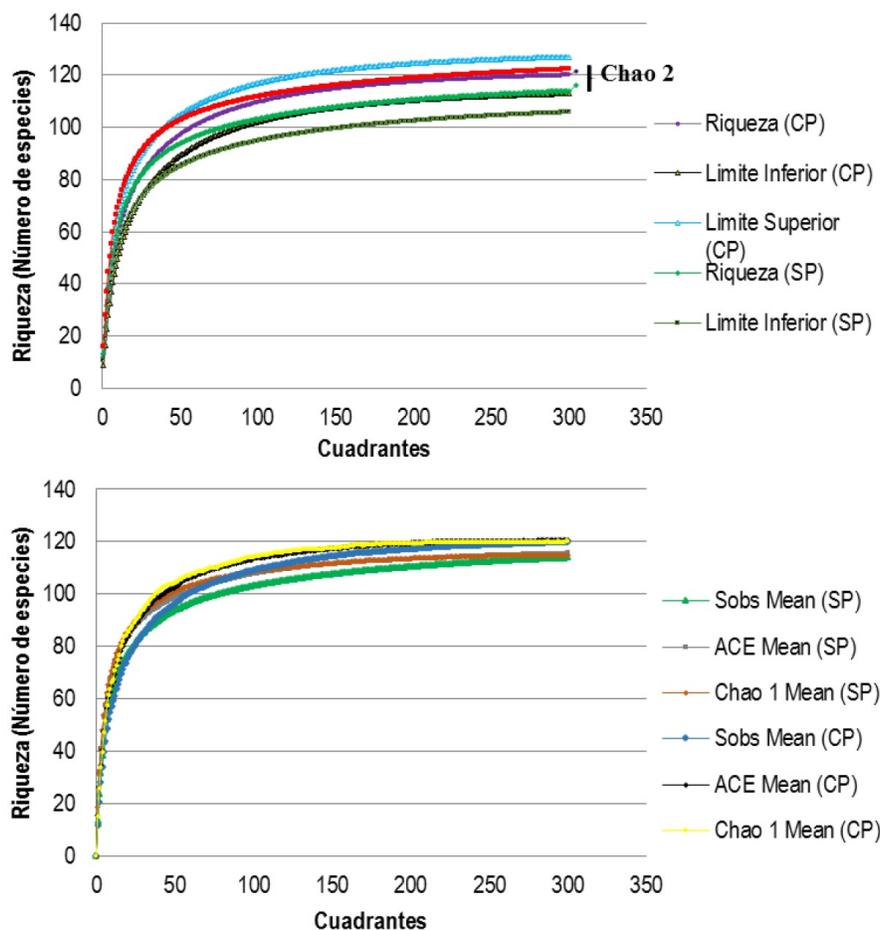


Figura 3. Curva de acumulación de especies (Riqueza) con varios índices.

contraron que las zonas restringidas de pastoreo presentan mayor riqueza de especies. Las zonas pastoreadas, por su parte, presentan un gran porcentaje de especies no palatables. Por otro lado, Hernández *et al.* (2000), mencionaron que, en los bosques de pino, bosque de pino-encino y bosque mesófilo de montaña, con diferencias en la composición de árboles jóvenes en zonas pastoreadas y sin pastoreo; además, en el bosque de pino también se halló un menor número de especies. Encontrando diferencias significativas en el número de especies para los tres tipos de bosque; sin embargo, entre sitios restringidos y con pastoreo no reportaron diferencias significativas.

Una de las especies dominantes en la zona con pastoreo fue *Opuntia depressa*, especie

endémica de México que se distribuye en la cuenca del Balsas (Fernández-Nava *et al.* 1998), que, por su gran éxito reproductivo y tolerancia a perturbaciones, es muy abundante. Esta especie se desarrolla en bosques tropicales de hoja caduca, matorral xerófilo y pastizales secundarios (Arias *et al.* 2013). Especies como *Ipomoea pauciflora*, *Guazuma ulmifolia*, *Acacia cochliacantha*, *A. farnesiana*, *Mimosa polyantha*, *Senna skinneri*, *Pithecellobium acatense* se consideran de vegetación secundaria (Arias *et al.* 2002, Contreras-MacBeath *et al.* 2002) y son indicadoras de sucesión y por tanto de ocurrencia de disturbio. De acuerdo a lo reportado por Arias *et al.* (2013) con base a la especie *O. depressa*, y otras que presentaron un gran número de individuos como *Brahea dulcis* (Kunth) Mart. y *Dodonaea viscosa* (L.), así

como a la ausencia de especies típicas de la selva baja como *Stenocerueus stellatus* Pfeiffer, se tienen indicios que la REST actualmente enfrenta un cierto deterioro tanto en las zonas pastoreadas como las no pastoreadas.

Son múltiples los efectos que se generan en las selvas a partir del pastoreo. Al respecto, Baraza y Valiente-Banuet (2012), señalan que el ramoneo puede ser positivo para algunas especies, ya que genera compensación en el crecimiento, la producción de flores, frutos y/o semillas respecto a plantas no consumidas. Ellos aluden que, al restringir las plantas del pastoreo, se presenta mayor cobertura, y que algunas especies muestran una disminución en la inversión reproductiva, lo que sugiere que están adaptadas al ramoneo. Por lo que restringir el pastoreo puede ser negativo para algunas especies palatables y crucial para otras. Por otro lado, Bugalho *et al.* (2011) señalan que muchas especies se han adaptado a la condición de pastoreo y exhiben gran capacidad de rebrote y de letargo como el caso de arbustivas y especies herbáceas; por lo que, disminuir la carga impacta de forma negativa la regeneración de ciertas especies como las del género *Quercus*. También se ha reportado que el pastoreo afecta la diversidad, Fischer y Wipf (2002) en su estudio realizado en pastos subalpinos encontraron que el pastoreo es nocivo porque condiciona la riqueza y calidad agrícola, pues para mantener los prados subalpinos debe mantenerse el segado, lo que contribuye de forma negativa a la biodiversidad, ocasionando pérdida de especies.

La curva de acumulación de especies en la presente investigación mostró una asíntota, lo que indica que se registró con alto grado de probabilidad la diversidad de las comunidades, los intervalos se solapan con el valor máximo de riqueza de especies, lo que implica que no hay diferencias significativas entre la riqueza observada y la esperada en cada zona, confirmando que el muestreo fue extensivo, exhaustivo y suficiente para capturar la diversidad de las zonas con y sin pastoreo.

El valor del índice de Shannon alcanzado en la REST para zonas con pastoreo y sin pastoreo (3.72 y 3.88, respectivamente) se consideran altos y se

encuentran en el rango que presentaron Williams-Linera y Lorea (2009) de 3.76, así como el de Durán *et al.* (2006) de 3.08. Lo que indica que ambas zonas presentan gran diversidad arbórea-arbustiva. A pesar de que la presión de uso en esta selva es muy alta se sigue conservando una importante diversidad arbórea-arbustiva, no obstante, se requieren hacer estudios para conocer si existe substitución de especies. Las actividades como la ganadería en los bosques y selvas han convertido a los diversos tipos de vegetación en remanente de bosque, incluso los han transformado en bosques y selvas secundarios, que actualmente siguen siendo alterados e invadidos por flora y fauna exótica (Arévalo *et al.* 2007), lo que conlleva a la pérdida de especies nativas, aspecto que también requiere estudiarse en el área muestreada pues no se encontraron pocos individuos de especies típicas como las de los géneros *Bursera*, *Amphipterygium* y *Ceiba*, entre otras (Fernández-Nava *et al.* 1998).

CONCLUSIONES

La riqueza y diversidad de flora arbóreo-arbustiva de acuerdo con los índices utilizados difirió entre las zonas pastoreadas y las zonas sin pastoreo; cambiando la composición botánica al encontrarse que el número de individuos por especie fue diferente en cada zona. El valor del Índice de Shannon-Wiener (H') para las zonas con y sin pastoreo es alto y se encuentra dentro de los límites reportados por otros autores. Muchas de las especies reportadas, corresponden a sucesión secundaria e indicadores de disturbio y su número de individuos es más elevado que las especies nativas. Por lo que, se sugiere que aun cuando el pastoreo puede modificar la diversidad, no es el único elemento que está incidiendo ya que hay otras actividades agrícolas y de subsistencia en los ecosistemas que pueden influenciar. Debido a ello, la riqueza y diversidad pueden ser altas, pero no siempre se da con las especies originales, lo que puede modificar la estructura y funcionalidad de la diversidad arbóreo-arbustiva nativa.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca recibida por la primera autora. A la gente de las comunidades de San Agustín

Ahuehuetla, Colonia Agrícola Hidalgo, San Miguel Atlapulco, San Juan Huiluco y Santa Ana Coatepec, Puebla por las facilidades que dieron en la realización de este estudio.

LITERATURA CITADA

- Al-Rowaily SL, El-Bana MI, Al-Bakre DA, Assaeed AM, Hegazy AK, Ali MB (2015) Effects of open grazing and livestock exclusion on floristic composition and diversity in natural ecosystem of Western Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences* 22: 430-437.
- Arévalo JR, Chinae E, Barquín E (2007) Pasture management under goat grazing on Canary Islands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 291-296.
- Arévalo JR, De Nascimento L, Fernández-Lugo S, Mata J, Bermejo L (2011) Grazing effects on species composition in different vegetation types (La Palma, Canary Islands). *Acta Oecologica* 37: 230-238.
- Arias D, Dorado O, Maldonado B (2002) Biodiversidad e importancia de la selva baja caducifolia de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla. *Biodiversitas* 45: 7-12.
- Arias S, Hernández C, Valverde T, Zavala-Hurtado A (2013) *Opuntia depressa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T152573A652831. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T152573A652831.en>.
- Baraza E, Valiente-Banuet A (2008) Seed dispersal by domestic goats in a semiarid thornscrub of Mexico. *Journal of Arid Environments* 72: 1973-1976.
- Baraza E, Valiente-Banuet A (2012) Efecto de la exclusión de ganado en dos especies palatables del matorral xerófilo del Valle de Tehuacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 1145-1151.
- Belsky AJ, Blumenthal DM (1997) Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. *Conservation Biology* 11: 315-327.
- Benthien O, Braun M, Riemann JC, Stolter C (2018) Long-term effect of sheep and goat grazing on plant diversity in a semi-natural dry grassland habitat. *Heliyon* 4: 1-17.
- Bermejo LA, De Nascimento L, Mata J, Fernández-Lugo S, Camacho A, Arévalo JR (2012) Responses of plant functional groups in grazed and abandoned areas of a Natural Protected Area. *Basic and Applied Ecology* 13: 312-318.
- Bugalho MN, Lecomte X, Gonçalves M, Caldeira MC, Branco M (2011) Establishing grazing and grazing-excluded patches increases plant and invertebrate diversity in a Mediterranean oak woodland. *Forest Ecology and Management* 261: 2133-2139.
- Casanova-Lugo F, González-Gómez J, Flores-Estrada M, López-Santiago G, García-Gómez M (2014) Estructura, composición y usos de los árboles de la selva baja caducifolia en Apatzingán, Michoacán. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 17: 255-259.
- Cavieres LA, Badano EI (2009) Do facilitative interactions increase species richness at the entire community level? *Journal of Ecology* 97: 1181-1191.
- Chao A, Chazdon RL, Colwell RK, Shen TJ (2005) A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Colwell RK (2005) EstimateS 8.2 User's Guide. Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. USA. <http://purl.oclc.org/estimates>. Fecha de consulta: 19 de abril de 2020.

- Colwell RK, Mao CX, Chang J (2004) Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.
- Contreras-MacBeath T, Ongay-Delhumeau E, Sorani DV (2002) Programa Estatal de Ordenamiento Territorial Sustentable de Morelos Fases I, II y III. Incluyendo los subsistemas Natural, Social y Económico. SEDESOL. México. 600p.
- Díaz S, Lavorel S, McIntyre S, Falczuk V, Casanoves F, Milchunas DG, Skarpe C, Rusch G, Zhang W, Clark H, Campbell BD (2007) Plant traits responses to grazing: a global synthesis. *Global Change Biology* 13: 313-34.
- Durán E, Meave J, Lott E, Segura G (2006) Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a Mexican tropical deciduous forest. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79: 43-60.
- Fernández-Nava R, Rodríguez-Jiménez C, Arreguín-Sánchez ML, Rodríguez-Jiménez A (1998) Listado florístico de la cuenca del río Balsas, México. *Polibotánica* 9: 1-151.
- Fischer M, Wipf S (2002) Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104: 1-11.
- Gallardo-Cruz JA, Meave JA, Pérez EA (2005) Estructura, composición y diversidad de la selva baja caducifolia del Cerro Verde, Nizanda (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 76: 19-35.
- García E (2004) Modificaciones del sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). 5ª Edición. Instituto de Geografía, UNAM. México. 90p.
- García RR, Celaya R, García U, Osoro K (2012) Goat grazing, its interactions with other herbivores and biodiversity conservation issues. *Small Ruminant Research* 107: 49-64.
- García-Romero A, Mendoza-Robles KI, Galicia-Sarmiento L (2005) Valoración de la selva baja caducifolia en la cuenca del río Papagayo (Guerrero), México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 56: 77-100.
- Gordon JE, Newton AC (2006) The potential misapplication of rapid plant diversity assessment in tropical conservation. *Journal for Nature Conservation* 14: 117-126.
- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Hernández G, Sánchez LR, Carmona TF, Pineda MR, Cuevas R (2000) Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques* 6: 13-28.
- Huerta-Zamacona S, Vidal-Corona A, Rodríguez-Rodríguez J, Bonilla B M, Mora-Pérez M, Vázquez-Martínez S, Ortiz-y-Rivera GA, Bravo-Hernández F (2009) Principales árboles y arbustos en la selva baja caducifolia de la Mixteca Baja poblana, Puebla, México. Primera edición. Fundación Produce Puebla. México. 199p.
- INEGI (2017) Anuario estadístico y geográfico de Puebla 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Gobierno del Estado de Puebla, México. 943p.
- Kalacska M, Sanchez-Azofeifa GA, Calvo-Alvarado JC, Quesada M, Rivard B, Jansend DH (2004) Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management* 200: 227-247.
- Kauffman JB, Steele MD, Cummings DL, Jaramillo VJ (2003) Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and, conversion to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 176: 1-12.

- Magurran AE (1988) Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. 179p.
- McEvoy PM, Flexen M, McAdam JH (2006) The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management* 225: 39-50.
- Müller JL, Babu MM, Saklani PL, Mayer AC, Marquardt S, Kreuzer M (2011) Forage resource use by cattle or goats at an Indian protected area: Differences and implications for conservation. *Journal of Arid Environments* 77: 130-137.
- Nautiyal S, Kaechele H (2006) Adverse impacts of pasture abandonment in Himalayan protected areas: Testing the efficiency of a Natural Resource Management Plan (NRMP). *Environmental Impact Assessment Review* 27: 109-125.
- Pla L (2006) Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31: 583-590.
- Rodríguez-Acosta M, Coombes AJ, Jiménez-Ramírez J (2009). Plantas silvestres de Puebla. Herbario y Jardín Botánico BUAP. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. México. 235p.
- Rzedowski J (2006) Bosque tropical caducifolio: En: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Ed.). *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital. México. pp: 200-214.
- SEMARNAP (1998) Mapa de suelos dominantes de la República Mexicana. (Primera aproximación 1998). Escala 1:4 000 000. Subsecretaría de Recursos Naturales, México.
- SMADSOT (2011) Estudio previo justificativo para la declaratoria de la Reserva Estatal "SIERRA DEL TENTZO". Secretaría de Medio Ambiente, Desarrollo Sustentable y Ordenamiento Territorial, Gobierno del Estado de Puebla. Puebla, México. 46p.
- SSAOT (2011a) Decreto de la Reserva Estatal Sierra del Tentzo como Área Natural Protegida. Secretaría de Sustentabilidad Ambiental y Ordenamiento Territorial. Periódico Oficial del estado de Puebla. México. 12p.
- SSAOT (2011b) Programa de manejo del Área Natural Protegida, Reserva Estatal Sierra del Tentzo. Secretaría de Sustentabilidad Ambiental y Ordenamiento Territorial. Periódico Oficial del estado de Puebla. México. 13p.
- Trejo I, Dirzo R (2000) Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Vedeld P, Jumane A, Wapalila G, Songorwaark A (2012) Protected areas, poverty and conflicts: A livelihood case study of Mikumi National Park, Tanzania. *Forest Policy and Economics* 21: 20-31.
- Villanueva-Partida CR, Casanova-Lugo F, González-Valdivia NA, Villanueva-López G, Oros-Ortega I, Cetzal-Ix W, Basu S (2019) Traditional uses of dispersed trees in the pastures of the mountainous region of Tabasco, Mexico. *Agroforestry Systems* 93: 383-394.
- Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AN, Villarreal H (2006) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Segunda edición. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236p.
- Williams-Linera G, Lorea F (2009) Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 18: 3269-3293.