

**Valores de importancia de plantas leñosas
del bosque tropical seco del sitio Ramsar
Playa Tortuguera El Verde Camacho,
Sinaloa, México**

**Importance values of woody plants from
the tropical dry forest at the Ramsar site
Playa Tortuguera El Verde Camacho,
Sinaloa, México**

Gilberto Márquez-Salazar¹

José Saturnino Díaz²

Jacek Márquez-Stone³

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20258993>



¹ Facultad de Biología. Universidad Autónoma de Sinaloa. Ciudad Universitaria, Blvd. de las Américas y Blvd. Universitarios S/N. CP. 80013, Culiacán Rosales, Sinaloa, México. gmarquez@uas.edu.mx

² Facultad de Biología. Universidad Autónoma de Sinaloa. Ciudad Universitaria, Blvd. de las Américas y Blvd. Universitarios S/N. CP. 80013, Culiacán Rosales, Sinaloa, México. jsdiaz_24@hotmail.com

³ Facultad de Biología. Universidad Autónoma de Sinaloa. Ciudad Universitaria, Blvd. de las Américas y Blvd. Universitarios S/N. CP. 80013, Culiacán Rosales, Sinaloa, México. jacekmarston@gmail.com

Resumen

Los bosques tropicales secos (BTS) son un bioma amenazado. Los cambios de uso del suelo, la acelerada urbanización y proyectos turísticos sin sustentabilidad son retos del BTS del sur de Sinaloa. El objetivo del presente trabajo fue aportar conocimiento sobre la estructura horizontal, a través de los valores de importancia, el patrón de dispersión espacial y contribuir al manejo de especies del área natural protegida. El levantamiento fue por 50 transectos de 50 x 2 m; se registraron las especies leñosas y el diámetro a la altura de pecho. La información se ordenó por familias y formas de crecimiento. Se procesaron: área basal, densidad y frecuencia para obtener el índice de valores de importancia (IVI). Fueron considerados solo los valores iguales o superiores al 5 % del IVI para catalogarse como especie dominante. El coeficiente de Pearson fue utilizado para correlacionar categorías taxonómicas y valores de importancia. La prueba de Mann-Whitney se empleó para comprobar si existían o no diferencias significativas entre formas de crecimiento. Se inventariaron 107 especies. Solo *Cenostigma eriostachys*, *Ipomoea arborescens* y *Sarcomphalus amole* resultaron dominantes. La mayoría registró valores inferiores a 5 %. Fabaceae sumó las cantidades más altas de IVI. El vínculo entre número de géneros, especies e IVI a través del coeficiente de correlación de Pearson resultó positivo y cercano a 1. En el IVI los árboles resultaron superiores a los arbustos y estos a las lianas. Existieron diferencias significativas entre formas de crecimiento. El patrón de dispersión espacial de contagio fue el dominante.

Abstract

The tropical dry forests (TDF) are a biome under threat. The land-use changes, the accelerated urbanization and unsustainable touristic projects are the challenges the TDF in southern Sinaloa faces. The aim of the current study is to provide knowledge over the horizontal structure, examining the importance values, the spatial dispersion pattern and contribute to the species management inside the natural protected area. The data collection encompasses 50 transects of 50 by 2 m.; woody species were registered along with their diameter at breast height. The information was sorted by families and growth forms. The basal area, density and frequency were gathered to obtain the Importance Value Index. Only the values equal or superior to 5% of the IVI were considered dominant species. Pearson's coefficient was utilized to correlate taxonomic categories and the importance values. The Mann-Whitney test was employed to determine if significant differences existed or not between the growth forms. 107 species were registered. Only *Cenostigma eriostachys*, *Ipomoea arborescens* and *Sarcomphalus amole* resulted in dominant. Most of the species amounted to values inferior to 5%. Fabaceae added the highest quantities of IVI. The link between the number of genera, species and IVI through Pearson's coefficient resulted in positive, close to 1. Regarding the importance values, the trees were superior to the shrubs and these to the lianas. There were significant differences among growth forms. The contagious spatial dispersion pattern was the dominant one.

Introducción

Los bosques tropicales secos (BTS) son contrastantes en elementos climáticos y atributos ecológicos. Empleando la escasez de precipitaciones, Mooney et al. (2009) los caracterizan como bosques que se localizan en regiones tropicales, donde se presentan varios meses de sequía. Enfatiza que existen periodos donde no llueve milímetro alguno. Los cambios meteorológicos oscilantes y antrópicos sin sustentabilidad hacen que estos ecosistemas sean vulnerables a la escasez de agua, sequía, desertificación, cambio y degradación del uso de la tierra e impactos del cambio climático

(FAO, 2019). En los BTS, el periodo de precipitaciones, la ausencia de lluvias y su consecuente sequía desencadenan múltiples transformaciones en procesos y características bióticas. En el escenario ecológico, las variables especies, dominancia, densidad o abundancia, biomasa o cobertura (área basal y dosel), esparcimiento, dispersión espacial, entre otros, son un ejemplo del escenario cambiante en la estructura biótica. Una forma de conocer la variación de la estructura en comunidades de plantas es a través de estudiar el número de individuos, su esparcimiento y dimensión del dosel o área basal (biomasa). Estos parámetros son para Mueller-Dombois y Ellenberg (1974) las mediciones más importantes que se hacen en el muestreo de comunidades, y son a su vez atributos básicos para obtener el índice de valores de importancia (IVI) de cada especie.

En bosques secos, es uno de los índices más usados para obtener una clasificación jerárquica (Ferreira-Nunes et al., 2014), donde las especies y/o familias se ordenan de los mayores valores de importancia a los menores o viceversa. Los tres atributos para obtener el IVI cambian en los BTS; son relevantes al presentar patrones extremos. En densidad, pocas especies registran elevados números de individuos y tallos; en dispersión espacial, un escaso monto tiene elevada ocurrencia en sitios y, en lo referente al área basal, son escasos los árboles y arbustos dominantes en biomasa. Por el contrario, las especies raras en número, localización y con bajos volúmenes de biomasa son las comunes. Al respecto, Ratter et al. (2014) registraron para especies de plantas leñosas de la ecorregión del Cerrado brasileño una cantidad de especies moderadamente comunes, ampliamente distribuidas y un gran número de rarezas. En relación al IVI, Dezzeo et al. (2008) encontraron que pocas especies presentaron valores de importancia altos en bosques secos de Venezuela; Chaves-Agudelo et al. (2008), de forma similar al anterior estudio, no registraron especies con valores de importancia elevados en los bosques tropicales secos de Córdoba, Colombia. Para dilucidar la ambigüedad en el concepto de dominancia, Lugo et al. (2014) proponen que las especies con mayor jerarquía, particular en área basal, densidad y frecuencia, y general en valores de importancia, presenten montos iguales o superiores al 5%.

Con los parámetros de densidad o abundancia y frecuencia, se determina el patrón de dispersión espacial (Ndah et al., 2013), con este modelo

solo registraron poblaciones distribuidas de contagio o agrupadas. Bhadra y Pattanayak (2016) encontraron el patrón contiguo o de contagio como dominante en más del 80 % de las especies, con bajos registros la distribución aleatoria y ausencia del patrón regular. El patrón de dispersión espacial es un indicador de la adaptación a las interacciones del medio abiótico, biótico y antrópico por los individuos de una población. Resalta el vínculo entre abundancia y frecuencia por ser una medida relativa del grado de contagiosidad en la distribución de cualquier especie (Whitford, 1949). La abundancia y los sitios de presencia de especies son centrales en la descripción de la estructura de la vegetación (Shipley, 2010).

Los objetivos del presente trabajo fueron conocer el índice de valores de importancia y el patrón de dispersión espacial, los cuales son importantes para caracterizar la organización de la comunidad de plantas leñosas de BTS del sitio RAMSAR Playa Tortuguera El Verde Camacho, Sinaloa, México, y la información obtenida podría aplicarse para diseñar planes de manejo de poblaciones en riesgo y de Áreas Naturales Protegidas (ANP).

Metodología

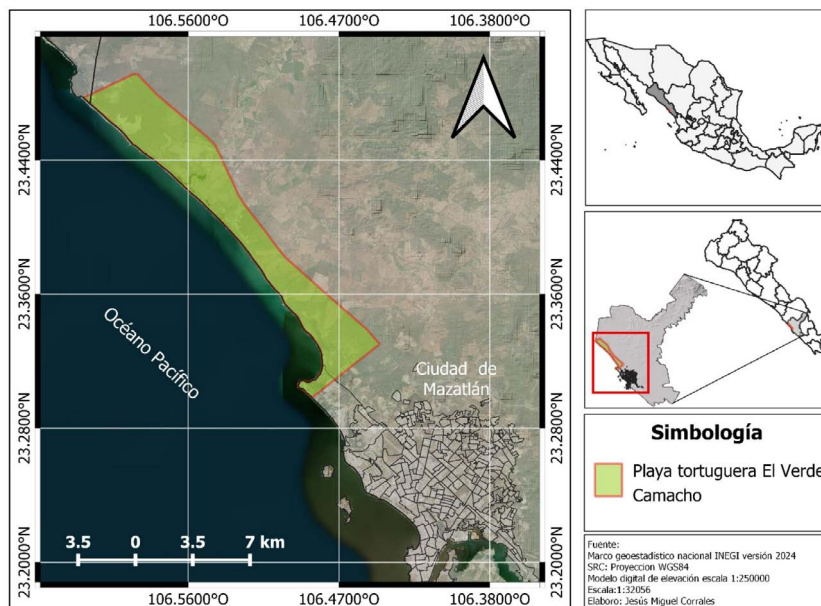
Área de estudio

La conversión del BTS del sitio RAMSAR Playa Tortuguera el Verde Camacho (SRPTVC) es un problema real. A finales del 2022 se deforestó una superficie de 43.4 ha en el norte del área protegida, para destinarlas a cultivos de temporal, sin autorización de cambio de uso de suelo (Estrada-Castelo, comunicación personal, 2025). Estas transformaciones, aunadas al avance de la franja turística de Mazatlán, en la zona sur de la reserva, potencian las amenazas al ANP.

El sitio se localiza geográficamente al norte de la ciudad de Mazatlán, en la región meridional del estado de Sinaloa, cuyas coordenadas geográficas son: 23° 29' 28.86" N; 106° 35' 33.31" O y 23° 28' 38.07" N 106° 37' 20.68" O, al sur 23° 17' 53.82" N 106° 29' 9.97" O y 23° 19' 48.96" N 106° 26' 44.42" O (Figura 1), a una altitud de entre 0 y 50 m s.n.m.

El clima de la ciudad de Mazatlán es la descripción meteorológica más cercana al sitio de estudio, que corresponde a una simbología: Awo(w)(e) y describe a los climas cálidos húmedos tropicales, con lluvias en verano, el más seco de los subhúmedos y oscilante en temperatura. La temperatura promedio anual es 24.1° (superior a los 22° C) y una precipitación de 812.1 mm. Los meses de enero a mayo registran entre bajos y muy bajos promedios de lluvia, que van de 12.1 a 0.6 mm (García, 2004). La variación extrema en condiciones de temperatura y precipitación son causantes de la marcada estacionalidad, que genera cambios en múltiples procesos meteorológicos y bióticos; el más notorio es la caducifolidad de la mayor parte de las especies del ANP.

Figura 1. Sitio Ramsar Playa Tortuguera El Verde Camacho, localizado en la región costera al norte del municipio de Mazatlán, Sinaloa, México



Técnicas de recolección de datos

Se trazaron 50 transectos con dimensión 50 x 2 m (100 m²) (Gentry, 1988), cubriendo una superficie de 5000 m² (0.5 ha). La orientación fue una combinación de líneas en rumbo norte-sur y este-oeste. Se optó por muestreos rectangulares debido a la probabilidad de registro de más especies, facilidad de observación, menor tiempo del inventario, optimización del equipo de trabajo y reducción del impacto en el sitio (Upton, 2020). En cada sitio seleccionado fueron registrados los tallos de las especies de plantas leñosas (árboles, arbustos y lianas), con dimensiones iguales o superior a un cm de grosor de diámetro a la altura de pecho (DAP), considerado 1:30 m a partir del suelo (Trejo y Dirzo, 2002). Las especies se identificaron in-situ; solo algunas se colectaron y fotografiaron. Taxónomos especialistas identificaron y corroboraron las muestras. En la nomenclatura se empleó la clasificación taxonómica del APG IV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016). La confirmación de los nombres científicos y formas de crecimiento se hizo consultando las páginas web: Kew Herbarium (POWO: Plants of the World Online) y The Word Flora Online (WFO).

Análisis de datos

El índice de valores de importancia (IVI) se obtiene sumando los valores relativos de densidad, frecuencia y área basal de cada especie (Sahu y Dhal, 2012) o cobertura del dosel, cuya magnitud es una excelente indicación de la importancia de una especie dentro de un rodal (Curtis y McIntosh, 1951) y facilita comparar las especies de y entre comunidades. Para obtenerlo se empleó, con ligeros cambios, el algoritmo propuesto por Kifle et al. (2022).

$$\text{Área basal relativa} = \frac{ci}{\sum_{i=1}^S ci} (100); \text{área basal (AB)} = \frac{\pi}{4} DAP^2. \text{Densidad relativa} = \frac{ni}{\sum_{i=1}^S ni} (100).$$

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{fi}{\sum_{i=1}^S fi} (100). \quad \text{IVI} = \frac{ci}{\sum_{i=1}^S ci} (100) + \frac{ni}{\sum_{i=1}^S ni} (100) + \frac{fi}{\sum_{i=1}^S fi} (100).$$

Donde: ci = área basal de cada especie; $\sum_{i=1}^S ci$ = sumatoria de todas las áreas basales; ni = número individuos de cada especie; $\sum_{i=1}^S ni$ = número total de individuos; fi = frecuencia de una especie; $\sum_{i=1}^S fi$ = frecuencia de todas las especies. La sumatoria arroja un valor de 300. Para ajustarlo a 100 %, se dividen las sumatorias de las variables entre tres:

$$\text{IVI} = \frac{\text{Dominancia relativa} + \text{Densidad relativa} + \text{Frecuencia relativa}}{3}$$

Para ordenar las cantidades por familia, se sumaron los valores de importancia de las especies de cada taxa, divididos entre el total y multiplicados por 100. Las formas de crecimiento se clasificaron como árboles, arbustos y lianas. Los arbustos trepadores se consideraron dentro de arbustos; las de hábito trepador se agruparon en lianas. Para las cactáceas se incluyó al hábito de crecimiento propuesto por Vázquez-Sánchez et al. (2012), el de trepadoras o lianas y así poder incluir a *Selenicereus vagans*.

El número de géneros y especies fue correlacionado con las cantidades del índice de valores de importancia empleando el coeficiente de Pearson (Krebs, 1999), que tiene un rango de lectura de -1 y +1; donde los valores cercanos a -1 muestran una correlación negativa y, por el contrario, cercanos a +1, una reciprocidad positiva. Los valores de importancia se compararon entre las formas de crecimiento, empleando la prueba no paramétrica de U Mann-Whitney, que utiliza las medianas y el valor P (0.05). En el primer escenario se acepta la hipótesis nula (H0), asumiendo que las medianas de los valores de importancia entre las formas de crecimiento son iguales; esto sería admitido si el valor P es superior o igual a 0.05. De cumplirse la premisa, no existirán diferencias significativas. Por el contrario, en el segundo escenario, se admite la hipótesis alterna (H1), que considera a las medianas de los valores de importancia entre las formas de crecimiento como diferentes; esto se aprueba si el valor P resulta inferior a 0.05. La deducción aceptará la existencia de diferencias significativas en los valores de importancia entre las formas de crecimiento arbóreas, arbustivas y lianas o trepadoras. Se utilizó el software PAST (Hammer et al., 2001) para obtener los valores de r, P y U.

En la obtención del patrón de dispersión espacial, se empleó el radio de Abundancia-Frecuencia (A/F), propuesto por Curtis y Cotton (1956), donde al obtenerse un cociente inferior a 0.025, el modelo será regular; entre 0.025 y 0.05, aleatorio; y superior a 0.05, contiguo o contagio. La abundancia es el promedio de tallos por sitio, obtenida al dividir el número de individuos, en este caso tallos, entre la cantidad de sitios de ocurrencia. La frecuencia es el porcentaje de sitios de registro, obtenida primero al dividir el número de sitios de registro de la especie entre el total de sitios de muestreo y el producto multiplicado por 100. Empleando las fórmulas:

$$\text{Patrón de dispersión espacial} = \frac{\text{Abundancia}}{\text{Frecuencia}}$$

$$\text{Abundancia} = \frac{\text{Número de individuos de una especie en todos los sitios muestreados}}{\text{Número de sitios en los que ocurre una especie}}$$

$$\text{Frecuencia} = \frac{\text{Número de sitios de ocurrencia de la especie}}{\text{Total de sitios muestreados}} \times 100$$

IVI de especies en cada transecto

Las especies dominantes cambiaron en cada uno de los cinco transectos de 0.1 ha. *Ipomoea arborescens*, *Lysiloma divaricatum* y *Haematoxylum brasiletto*, con valores del IVI superiores a 10 %, se registraron en los muestreos 3, 1 y 4, respectivamente. Mientras que, *Lonchocarpus lanceolatus*, *Cenostigma eriostachys* y *Croton morifolius*, con montos de entre 9 y 8 %, se presentaron en los sitios 3 y 1. En cambio, *Sarcomphalus amole*, *Libidibia sclerocarpa*, *Pityrocarpa obliqua*, *Ceiba aesculifolia* y *Handroanthus impetiginosus* tuvieron valores de entre 7 y 5 %, en los cinco espacios estudiados. De las 11 especies, 10 especies fueron árboles y solo una fue arbusto. No aparecieron lianas como taxas dominantes (Tabla 1).

Tabla 1. Especies y formas de crecimiento dominantes en los transectos que registraron IVI de 5 % o superiores. Ar se refiere a árboles y Ab a arbustos

Especie	Forma de crecimiento	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5
<i>Ipomoea arborescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) G. Don	Ar			17.65		
<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J. F. Macbr.	Ar	11.28	6.34			
<i>Haematoxylum brasiletto</i> Karst.	Ar				11.08	
<i>Lonchocarpus lanceolatus</i> Benth.	Ar			9.87		
<i>Cenostigma eriostachys</i> (Benth.) Gagnon & G.P.Lewis	Ar	8.66		9.19		
<i>Croton morifolius</i> Willd.	Ab	8.54			5.40	
<i>Sarcomphalus amole</i> (Sessé & Moc.) Hauenschild	Ar		6.80	7.76	7.51	5.31
<i>Libidibia sclerocarpa</i> (Standl.) Britton & Rose	Ar	6.62	6.02			
<i>Pityrocarpa obliqua</i> (Pers.) Brenan	Ar		6.37			
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.	Ar					5.85
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ar		5.23			

En el sitio uno, cuatro especies resultaron dominantes con valores superiores a 5 %. Por la riqueza de 57 especies registradas, alcanzan el 7.02 % ($4/57 \times 100$). En el muestreo dos, cinco taxones registraron cantidades de 5.23 % y superiores, se inventariaron también 57 especies, que conforman el 8.77 %. En el transecto tres, con valores dominantes de 7.76 % y superiores, se enumeraron 62 especies, que constituyen el 4.84 %. En el estudio del espacio cuatro, tres especies cuantificaron montos de 5.40 y mayores en por ciento. La riqueza registrada ascendió a 65 especies, obteniendo el 4.62 %. Finalmente, en el área de estudio cinco, tan solo dos especies sumaron valores de 5 %. La cantidad inventariada alcanzó los 71 taxones, conformando el 2.82 % del total. El promedio de las especies que registraron valores dominantes de 5 y superiores en por ciento fue de 5.61 %.

IVI de especies en el total de transectos

Los muestreos registraron 107 especies de plantas leñosas, en 0.5 ha. Con valores de cinco y superiores resultaron el nanchi (*Sarcomphalus amole*), palo blanco (*Ipomoea arborescens*) y casiguano (*Cenostigma eriostachys*) sumaron 6.21, 5.69 y 5 %, respectivamente. Con montos de cuatro, el mauto (*Lysiloma divaricatum*) y ébano (*Libidibia sclerocarpa*) con 4.68 y 4.54 %. En un rango de tres, la vara blanca (*Croton morifolius*), brasil (*Haematoxylum brasiletto*) y talistillo (*Lonchocarpus lanceolatus*) con 3.83, 3.13 y 3.08 %. Las 15 primeras especies acumularon 52.72 %; los 92 restantes agregaron el 47.20 % al total. Solo tres especies registraron valores de 5 % o superiores, que conformaron el 2.80 % del total (Anexo 1).

Shreve (1937) menciona a la siempreverde nanchi (*S. amole*) y al deciduo palo blanco (*I. arborescens*) como los árboles más comunes de los bosques secos de la región centro sur de Sinaloa. Álvarez-Yépez et al. (2008) reportan al mauto (*L. divaricatum*) como una de las especies con mayores valores de importancia, en bosques secos del sur de Sonora, México, que en el presente estudio resultó la cuarta especie en importancia; por su parte, Márquez (2016) registró al cardón (*Pachycereus pecten-aboriginum*) con cantidades del 17.48 %, *C. eriostachys* 13.95

%, listoncillo (*Gossypium aridum*) 11.28 %, *L. divaricatum* 10.82 %, *I. arborescens* 7.83 % y *S. amole* 5.58 %, como especies dominantes con las mayores jerarquías en el BTS del Área de Protección de Flora y Fauna Meseta de Cacaxtla, al sur del estado de Sinaloa. Las especies coincidentes de mayor importancia en ambos estudios fueron: *S. amole*, *I. arborescens* y *C. eriostachys*. Carrillo-García (2020) listó una alta riqueza de 297 especies, sin alcanzar las especies dominantes montos de 5 %. Los valores de importancia más altos registrados fueron los de pitaya (*Stenocereus thurberi*) e *I. arborescens*, con 3.33 y 2.99 % respectivamente, en el BTS de los Cerros de Barobampo, Ahome, al norte de Sinaloa, donde también se reportó que una elevada riqueza de flora registró cantidades bajas del IVI.

Dominancia en los parámetros área basal, densidad y frecuencia

Área basal. La cobertura total del área basal fue de 22.59 m². Las especies dominantes en área basal, con valores superiores a 5 %, fueron palo blanco (*I. arborescens*) con 14, siguieron con 13, ébano (*L. sclerocarpa*) 9.46, nanchi (*S. amole*) 9.39, casiguano (*C. eriostachys*) 8.7², mauto (*L. divaricatum*) 8.16 y brasil (*H. brasiletto*) 5.36, las cuales acumularon 55.22 % y cubrieron 12.47 m². Con magnitudes ligeramente mayores al 3 %, se registraron talistillo (*Lonchocarpus lanceolatus*) con 3.11 y pochote (*Ceiba aesculifolia*) con 3.07, sumando entre ambas 6.18 % y abarcando 1.40 m². Con cantidades menores al 3% y mayores al 2 %, destacan el cardón (*Pachycereus pecten-aboriginum*) 2.88, el sangregado (*Jatropha curcas*) 2.76 y el papelillo (*Bursera excelsa*) con 2.40, sumando en conjunto 8.04 %, y una cobertura de 1.82 m². Con 1 % fueron registrados nueve taxones, los cuales incorporaron 13.02 %, y alcanzando un 2.94 m² de cobertura. Por debajo del 1% estuvieron 87 especies con 17.54 %, las mismas que cubrieron 3.96 m² del total. Seis especies presentaron los valores más altos, superiores a 5 % y 87 taxones registraron las cantidades más bajas, inferiores a 1 %.

Densidad relativa. Se registraron 2,701 tallos. Las especies dominantes con cantidades superiores a 5 % fueron solo dos. La vara blanca (*Croton*

morifolius) registró 201 tallos y presentó 7.44 %, mientras que el nanchi (*S. amole*), con 155, contó 5.74 %; ambas especies registraron 13.18 % del total. La vara blanca (*Croton reflexifolius*) con 130 tallos (4.81%) y papachillo (*Randia aculeata*) con 113 (4.18%), acumulando 8.99 %; el talistillo (*L. lanceolatus*) y papachillo (*Randia thurberi*), ambos con 106 (3.92), mientras que el casiguano (*C. eriostachys*) con 98 (3.63), la gallinilla (*Pityrocarpa obliqua*) con 97 (3.59) y el mauto (*Lysiloma divaricatum*) con 83 (3.07), sumando entre los tres el 18.13 %. El palo indio (*Morisonia flexuosa*) con 76 (2.81%) y el brasil (*Haematoxylum brasiletto*) con 65 (2.41%), sumando ambas el 5.22 %. 22 especies con cantidades entre 29 y 51 tallos, con porcentajes superiores a 1 e inferiores a 2, presentaron un monto de 30.99 %, y 74 taxas con un número de entre 1 y 25 tallos y valores inferiores a 1 %, acumularon 23.49 %.

Frecuencia relativa. El número de veces que las 107 especies aparecieron en los 50 sitios de muestreo fue de 1173 presencias. No se registraron especies dominantes con montos iguales o superiores al 5 %. El nanchi (*S. amole*) presentó 41 ocurrencias y obtuvo un 3.50 %. Siguió 11 especies que registraron entre 24 y 35 presencias con valores porcentuales superiores a 2, sumando el 28.13 %. 30 taxones se presentaron entre 13 y 23 sitios, acumulando 42.20 %. Finalmente, 65 taxones se dispersaron entre 1 y 11 transectos, y agregaron 26.17 %. Una explicación de los bajos valores porcentuales es por la riqueza de especies registradas y la elevada cantidad de sitios de ocurrencia de los taxones.

IVI por familias de plantas leñosas. El inventario registró 32 familias y 82 géneros. Las primeras ocho familias añadieron 82.44 % al total del IVI. Fueron notorias las cantidades de Fabaceae con 33.40 % y Euphorbiaceae con 14.48 %, que sumaron 47.88 %. Las siguientes familias en importancia fueron: Rhamnaceae, Rubiaceae, Cactaceae, Convolvulaceae, Burseraceae y Capparaceae, que sumaron 34.56 %. Las restantes 24 familias añadieron el 17.56 % para completar el 100 % (Tabla 2).

El análisis por familias en bosques secos corrobora la importancia de la Familia Fabaceae, que sumó la cantidad más alta con 33.40 %, parcialmente explicado por ser el taxa con mayor riqueza de especies. Los resultados del presente estudio fueron superiores a los encontrados por Pascal y Pelissier (1996) y Lanuza et al. (2022), los cuales reportan

a Fabaceae como una de las familias con IVI más altos, con un monto de 23.2 y 27.8 %, respectivamente; a su vez, fueron inferiores a los de Ballesteros-Correa et al. (2019), cuyo valor porcentual para la misma familia fue de 57.6 %, un valor superior a la mitad del monto total.

Con relación al coeficiente de Pearson que correlacionó entre el número de géneros y especies de las diferentes familias y los valores de importancia, estos resultaron positivos, con valores de $r = 0.934$, y $r = 0.959$ respectivamente, muy cercanos a 1 y $P = 0.000 (< 0.05)$, en ambos análisis. Donde las familias con el mayor número de géneros y especies registraron los valores más altos del IVI y, por el contrario, las familias con menos riqueza taxonómica presentaron las cantidades más bajas. Mostrando el decremento en la riqueza de géneros y especies con la reducción en los montos del IVI o viceversa, con una relación directamente proporcional entre la riqueza taxonómica y los valores de importancia.

Tabla 2. Valores de importancia de familias de plantas leñosas de BTS del sitio Ramsar Playa Tortuguera El Verde Camacho Sinaloa

Familia	Géneros	Especies	Valores de Importancia (%)
Fabaceae	21	25	33.40
Euphorbiaceae	6	12	14.48
Rhamnaceae	3	3	6.54
Rubiaceae	3	8	6.45
Cactaceae	7	10	6.00
Convolvulaceae	1	2	5.74
Burseraceae	1	4	5.50
Capparaceae	4	4	4.33
Rutaceae	2	3	2.27
Myrtaceae	2	2	1.69
Bignoniaceae	2	2	1.55
Malvaceae	3	3	1.50
Malpighiaceae	2	2	1.38
Apocynaceae	4	4	1.27
Polygonaceae	2	2	1.10
Erythroxylaceae	1	1	1.08
Sapindaceae	1	2	1.07
Sapotaceae	1	1	0.855
Nyctaginaceae	1	1	0.724
Moraceae	1	1	0.524
Combretaceae	3	3	0.421
Salicaceae	1	1	0.371
Opiliaceae	1	1	0.319
Ebenaceae	1	1	0.297
Zygophyllaceae	1	1	0.246
Verbenaceae	1	1	0.241
Meliaceae	1	1	0.231
Achatocarpaceae	1	1	0.120

Familia	Géneros	Especies	Valores de Importancia (%)
Picramniaceae	1	1	0.098
Boraginaceae	1	1	0.085
Vitaceae	1	2	0.082
Primulaceae	1	1	0.041
	82	107	100

IVI por formas de crecimiento. Las especies con hábitos de crecimiento arbóreos registraron 53 especies y 67.37 %, mientras que las formas arbustivas incluyeron 46 taxas y 31.15 % y finalmente, la forma de crecimiento trepadora registró 8 especies y 1.48 % del IVI. Es un resultado que corresponde a la naturaleza de dominancia (área basal, abundancia y frecuencia) de las formas de crecimiento arbóreas, sobre las arbustivas y estas sobre las lianas o trepadoras en los BTS. Como ejemplo, Márquez-Salazar et al. (2022) registraron para los BTS del Área de Protección de Flora y Fauna Meseta de Cacaxtla una cantidad mayor de árboles (146), intermedia de arbustos (114) y menor de lianas (51). A través de la prueba no paramétrica de U Mann-Whitney, se mostraron diferencias significativas entre los valores de importancia de las formas de crecimiento. Al compararse los IVI de las formas arbóreas y arbustivas, resultó un valor de $U = 875$ y $P = 0.015$. El contraste entre árboles y lianas arrojó un valor de $U = 60$ y $P = 0.0012$; entre formas arbustivas y trepadoras, el valor $U = 87$ y $P = 0.018$. Todos los valores P resultaron inferiores a 0.05, aceptando la hipótesis alterna (H_1), a través de la cual se afirma que entre los valores de importancia de las formas de crecimiento arbóreas, arbustivas y trepadoras existen diferencias significativas.

Patrón de dispersión espacial. La dispersión espacial dominante fue la contigua o de contagio, con valores del radio Abundancia/Frecuencia superiores al valor de 0.05, el cual lo presentaron 86 especies, con un 80.37 % del total. El patrón aleatorio caracterizó a 20 taxones con 18.69 %, con magnitudes entre 0.025 y 0.05, y regular 1, con 0.94 %, con montos inferiores a 0.025. El modelo regular lo presentó *J. curcas*, (0.023). El número de tallos fue 52; la cantidad de sitios de ocurrencia resultaron 34. La abundancia, el promedio de individuos por sitio de

muestreo, fue de 1.53 (52/34), dispersos en 34 transectos. La frecuencia, el porcentaje de ocurrencia, dividió el número de presencias (34), entre el total de sitios muestreados (50), que multiplicado por 100 resultó 68 % (34/50 x 100). El radio o cociente A/F fue de 0.023 (1.53/68), un producto inferior a 0.025, cuyo patrón de dispersión espacial fue el regular. Los bajos valores de abundancia y altos de frecuencia originan este patrón de distribución. En el otro extremo, *J. marquezii* presentó una abundancia de 3 tallos, contados en un solo transecto; el registro fue un conteo agrupado, en un área de 100 m². La abundancia resultó de 3 (3/1); por su parte, la frecuencia presentó 2 (1/50 x 100). El valor del radio A/F fue 1.5 (3/2), un valor superior al 0.05, que determina el patrón de dispersión contiguo o de contagio. Por el contrario, altos valores de abundancia y bajos de frecuencia explican este patrón de esparcimiento. Los resultados fueron similares a los obtenidos por Lal et al. (2015), quienes registraron el espectro de patrones de distribución y el de contagio lo presentó el 75 % de los taxones; por su parte, Bhadra y Pattanayak (2016), solo registraron los patrones de dispersión contiguo y aleatorio. El patrón de contagio lo mostró más del 80 % de las especies. Resultando coincidente porcentualmente al presente estudio, debido a que el patrón contiguo lo presentaron 86 especies, con un 80.37 % del total, y el patrón aleatorio caracterizó a 20 taxones con 18.69 %. Se diferencian al tener el BTS un registro del patrón regular. A diferencia de Ndah et al. (2013), quienes obtuvieron solo el patrón de contagio o agrupadas, en el BTS del SRPTVC las especies se clasificaron en el espectro de los patrones de dispersión espacial.

Conclusiones

Pocas especies de árboles y escasos arbustos fueron dominantes en IVI. En los diferentes transectos, el porcentaje de especies con los valores de 5 % o superiores alcanzó el 5.61 % de los taxones; en contraparte, un alto número, 94.39 %, fueron las comunes, al registrar bajas cantidades de valores de importancia. De estos 10, fueron árboles, solo un arbusto y ninguna liana. En la suma del total de transectos, solo tres especies de árboles (*Cenostigma eriostachys*, *Ipomoea arborescens* y *Sarcompha-*

lus amole) acumularon valores de entre 5 y 6.21 %. No hubo registro de arbustos y lianas. Los valores fueron contrastantes entre los taxones dominantes y las comunes que registraron bajos montos de IVI. Las familias Fabaceae y Euphorbiaceae fueron las dominantes en el Índice de Valores de Importancia. Ambas acumularon 47.88 %. El análisis de correlación mostró una relación directamente proporcional entre la riqueza taxonómica (géneros y especies) y los valores de importancia.

Las formas de crecimiento con hábitos arbóreos sumaron el 67.37 %, las arbustivas un 31.15 % y las trepadoras un bajo 1.48 % del IVI. A través de la prueba de Mann-Whitney se aceptó la hipótesis alterna (H1), la cual comprobó que entre los valores de importancia de las formas de vida arbóreas, arbustivas y trepadoras o lianas existen diferencias significativas. El patrón de dispersión espacial dominante fue de contagio, con 80.37 % del total; el aleatorio caracterizó al 18.69 % y el regular al 0.94 %.

Agradecimientos

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por facilitar el trabajo de campo, al M. en C. Juan A. Estrada Castelo por la información sobre superficie deforestada en sitio Ramsar Playa Tortuguera El Verde Camacho, Sinaloa, México y al M. en C. Jesús Miguel Corrales Saucedo por elaborar el polígono del ANP.

Bibliografía

- Alvarez-Yépiz, J. C., Martínez-Yrizar, A., Búrquez, A., & Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forest in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 355–366. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.049>
- Angiosperm Phylogeny Group (APG). (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>

- Ballesteros-Correa, J., Morelo-García, L., & Pérez-Torres, J. (2019). Composición y estructura vegetal de fragmentos de bosque seco tropical en paisajes de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional en Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 41(1), 224–234. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71320>
- Bhadra, A. K., & Pattanayak, S. K. (2016). Abundance or dominance: Which is more justified to calculate importance value index (IVI) of plant species? *Asian Journal of Science and Technology*, 7(9), 3577–3601.
- Carrillo-García, J. A. (2020). Diversidad florística y estructura de la vegetación de una microcuenca de la Serranía de Barobampo, Ahome, Sinaloa (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma Indígena de México.
- Chaves-Agudelo, M., Caballero-Villalobos, L., & Rivera-Díaz, O. (2008). Análisis estructural de tres hábitats en bosques secos tropicales del departamento de Córdoba, Colombia. En M. G. M. Rodríguez, G. E. Guerra, B. S. Reyes, & R. K. Banda (Eds.), *III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos: Experiencias y estrategias para su conservación y manejo* (pp. 208–209). Universidad Nacional de Colombia & Fundación Ecosistemas Secos de Colombia.
- Curtis, J. T., & Cotton, G. (1956). *Plant ecology workbook: Laboratory field manual*. Burgess Publishing.
- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476–496. <https://doi.org/10.2307/1931725>
- Dezseo, N., Flores, S., Zambrano, S., Rodgers, L., & Ochoa, E. (2008). Estructura y composición florística de bosques secos y sabanas en los Llanos Orientales del Orinoco, Venezuela. En M. G. M. Rodríguez, G. E. Guerra, B. S. Reyes, & R. K. Banda (Eds.), *III Congreso Internacional de Ecosistemas Secos: Experiencias y estrategias para su conservación y manejo* (pp. 165–166). Universidad Nacional de Colombia & Fundación Ecosistemas Secos de Colombia.
- FAO. (2019). *Trees, forests and land use in drylands: The first global assessment* (FAO Forestry Paper No. 184). FAO.

- Ferreira-Nunes, Y. R., Rodrigues-da Luz, G., Rebleth-de Souza, S., Librelon-da Silva, D., Magalhães-Veloso, M. D., do Espírito-Santo, M. M., & dos Santos, R. M. (2014). Floristic, structural, and functional group variations in tree assemblages in a Brazilian tropical dry forest: Effects of successional stage and soil properties. En A. Sánchez-Azoifeifa, J. S. Powers, G. W. Fernandes, & M. Quesada (Eds.), *Tropical dry forests in the Americas: Ecology, conservation, and management* (pp. 325–350). CRC Press.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1), 1–34. <https://doi.org/10.2307/2399464>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), Article 4. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Kew Herbarium. (2023). *Plants of the World Online*. <https://powo.science.kew.org>
- Kifle, E. T., Noulekoun, F., Son, Y., & Khamzina, A. (2022). *Woody species diversity, structural composition, and human use of church forests in Central Ethiopia*. *Forest Ecology and Management*, 506, Article 119991. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119991>
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology* (2nd ed.). Addison-Wesley.
- Lal, C., Singh, L., Attri, V., & Sarvade, S. (2015). Tree species diversity, distribution and population structure in a tropical dry deciduous forest of Chhattisgarh, India. *Journal of Applied and Natural Science*, 7(2), 681–685.
- Lanuzá, O. R., Casanoves, F., Vílchez-Mendoza, S., Espelta, J. M., Peñuelas, J., & Peguero, G. (2022). Structure, diversity and the conservation value of tropical dry forests in highly fragmented landscapes. *Journal of Plant Ecology*, 16(1), 1–14. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac046>

- Lugo, A. E., Medina, E., Trejo-Torres, J. C., & Helmer, E. (2014). Botanical and ecological basis for the resilience of Antillean dry forests. En R. T. Pennington, G. P. Lewis, & J. A. Ratter (Eds.), *Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation* (pp. 359–381). CRC Press.
- Márquez-Salazar, G. (2016). *Estudio técnico para el monitoreo, conservación y manejo de recursos naturales*. CONANP–PROCOCODES.
- Márquez-Salazar, G., Millán-Otero, M. G., Díaz, J. S., & Márquez-Stone, J. (2022). Woody and semi-woody plants, wild and native to dry and semi-humid forests from the Área de Protección de Flora y Fauna Meseta de Cacaxtla, Sinaloa, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 25(1), 1–20.
- Mooney, H. A., Bullock, S. H., & Medina, E. (2009). Introduction. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally dry tropical forests* (pp. 1–8). Cambridge University Press.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons.
- Ndah, N. R., Andrew, E. E., & Bechem, E. (2013). Species composition, diversity and distribution in a disturbed Takamanda rainforest, South West, Cameroon. *African Journal of Plant Science*, 7(12), 577–585. <https://doi.org/10.5897/AJPS2013.1107>
- Pascal, J. P., & Pelissier, R. (1996). Structure and floristic composition of a tropical evergreen forest in south-west India. *Journal of Tropical Ecology*, 12(2), 191–214.
- Ratter, J. A., Bridgewater, S., & Ribeiro, J. F. (2014). Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrado. En R. T. Pennington, G. P. Lewis, & J. A. Ratter (Eds.), *Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography, and conservation* (pp. 31–66). CRC Press.
- Sahu, S. C., & Dhal, N. K. (2012). Floristic composition, diversity and status of threatened medicinal plants in tropical forests of Malyagiri hill ranges, Eastern Ghats, India. En P. Sudarshana, M. Nageswara-Rao, & J. R. Soneji (Eds.), *Tropical forests* (pp. 203–214). InTech.
- Shreve, F. (1937). Lowland vegetation of Sinaloa. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 64(9), 605–613. <https://doi.org/10.2307/2481132>

- Shipley, B. (2010). *From plant traits to vegetation structure: Chance and selection in the assembly of ecological communities*. Cambridge University Press.
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2002). Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 11(11), 2063–2084. <https://doi.org/10.1023/A:1020876316013>
- Upton, G. J. G. (2020). *Measuring abundance: Methods for the estimation of population size and species richness*. Pelagic Publishing.
- Vázquez-Sánchez, M., Terrazas, T., & Arias, S. (2012). El hábito y la forma de crecimiento en la tribu Cacteeae (Cactaceae, Cactoideae). *Botanical Sciences*, 90(2), 97–108.
- Whitford, P. B. (1949). Distribution of woodland plants in relation to succession and clonal growth. *Ecology*, 30(2), 199–208.
- World Flora Online. (2023). *Supporting the Global Strategy for Plant Conservation*. <http://www.worldfloraonline.org>.

Anexo 1. Especies, formas de crecimiento (Ar: hábito arbóreo, Ab: arbustivo, At: arbustivo trepador y L: trepador); índice de valores de importancia y patrón de dispersión espacial (C: contagio, A: aleatorio y R: regular) de plantas de leñosas en bosque tropical caducifolio del sitio Ramsar Playa Tortuguera El Verde Camacho, Sinaloa, México.

Especies	Formas de crecimiento	Dominancia relativa	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Índice de valores de importancia	Patrón de dispersión A/F
<i>Sarcophalus amole</i> (Sessé & Moc.) Hauenschild	Ar	9.39	5.74	3.50	6.21	A
<i>Ipomoea arborescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) G. Don	Ar	14.13	1.67	1.28	5.69	C
<i>Cenostigma eriostachys</i> (Benth.) Gagnon & G.P.Lewis	Ar	8.72	3.63	2.64	5	C
<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J. F. Macbr.	Ar	8.16	3.07	2.81	4.68	A
<i>Libidibia sclerocarpa</i> (Standl.) Britton & Rose	Ar	9.46	1.85	2.30	4.54	A
<i>Croton morifolius</i> Willd.	Ab	1.39	7.44	2.64	3.83	C
<i>Haematoxylum brasiletto</i> Karst.	Ar	5.36	2.41	1.62	3.13	C
<i>Lonchocarpus lanceolatus</i> Benth.	Ar	3.11	3.92	2.22	3.08	C
<i>Croton reflexifolius</i> Kunth	Ab	0.771	4.81	2.98	2.86	C
<i>Pityrocarpa obliqua</i> (Pers.) Brenan	Ar	1.74	3.59	2.30	2.54	C
<i>Jatropha curcas</i> L.	Ar	2.76	1.93	2.90	2.53	R
<i>Randia thurberi</i> S. Watson	Ab	0.562	3.92	2.47	2.32	C

Especies	For- mas de creci- miento	Domini- ancia relativa	Abun- dancia relativa	Fre- cuencia relativa	Indice de va- lores de importancia	Patrón de dis- persión A/F
<i>Randia aculeata</i> L.	Ab	0.818	4.18	1.71	2.24	C
<i>Morisonia flexuosa</i> L.	At	0.632	2.81	2.81	2.09	A
<i>Pachycereus pec- ten-aboriginum</i> (En- gel. ex S. Watson) Britton & Rose	Ar	2.88	1.07	2.05	2	A
<i>Bursera arborea</i> (Rose) L. Riley	Ar	1.95	1.89	1.79	1.87	C
<i>Bursera excelsa</i> (Kunth) Engl.	Ar	2.40	1.26	1.36	1.68	C
<i>Pithecellobium un- guis-cati</i> (L.) Benth.	Ab	1.81	1.37	1.45	1.54	C
<i>Morisonia america- na</i> L.	Ar	1.06	1.78	1.71	1.51	C
<i>Handroanthus im- petiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ar	1.74	1.52	1.28	1.51	C
<i>Jatropha cordata</i> (Ortega) Müll. Arg.	Ar	1.03	1.41	1.96	1.46	A
<i>Eugenia sinaloae</i> Standl.	Ar	0.623	1.48	1.79	1.30	A
<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.	Ar	3.07	0.370	0.426	1.28	C
<i>Coulteria platyloba</i> (S. Watson) N. Za- mora	Ar	0.719	1.33	1.79	1.28	A
<i>Esenbeckia hart- manii</i> B. L. Rob. & Fernald	Ar	0.521	1.48	1.71	1.24	A
<i>Bursera laxiflora</i> S. Watson	Ar	1.23	0.889	1.28	1.14	C

Especies	For- mas de creci- miento	Dom- nancia relativa	Abun- dancia relativa	Fre- cuencia relativa	Indice de va- lores de import- ancia	Patrón de dis- persión A/F
<i>Erythrostemon palmeri</i> (S. Watson) Gagnon & G. P. Lewis	Ab	0.454	1.59	1.28	1.11	C
<i>Vachellia macracantha</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Seigler & Ebinger	Ab	1.08	0.851	1.36	1.10	A
<i>Erythroxylum mexicanum</i> Kunth	Ar	0.583	1.11	1.53	1.08	A
<i>Ruprechtia fusca</i> Fernald	Ar	0.841	1.11	1.19	1.05	C
<i>Paullinia fuscescens</i> Kunth	At	0.064	1.15	1.88	1.03	A
<i>Senna quinquangulata</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	Ab	0.098	1.15	1.71	0.983	A
<i>Chloroleucon mangense</i> (Jacq.) Britton & Rose	Ar	0.854	0.815	1.28	0.982	A
<i>Opuntia feroacantha</i> Britton & Rose	Ar	0.213	1.59	0.938	0.914	C
<i>Enriquebeltrania disjuncta</i> De-Nova & Sosa	Ab	0.208	1.07	1.45	0.910	C
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T. D. Penn.	Ab	0.176	1.11	1.28	0.855	C
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Ab	0.219	0.777	1.53	0.844	A
<i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl.	Ar	0.520	0.666	1.28	0.822	A
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Ar	0.349	1	0.938	0.762	C

Especies	Formas de crecimiento	Dominancia relativa	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Índice de valores de importancia	Patrón de dispersión A/F
<i>Neea psychotrioides</i> F. Donn. Sm.	Ar	0.458	0.777	0.938	0.724	C
<i>Calliandra houstoniana</i> (Mill.) Standl.	Ab	0.110	1.07	0.938	0.707	C
<i>Hintonia latiflora</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Bullock	Ar	0.572	0.666	0.853	0.697	C
<i>Stenocereus alamosensis</i> (J. M. Coult.) A. C. Gibson & K.E. Horak	Ab	0.255	0.629	1.19	0.693	A
<i>Euphorbia californica</i> Benth.	Ab	0.052	0.852	1.11	0.671	C
<i>Acanthocereus tetragonus</i> (L.) Hummelinck	Ab	0.242	0.592	1.11	0.648	A
<i>Heteropterys laurifolia</i> (L.) A. Juss.	At	0.039	0.629	1.19	0.621	A
<i>Euphorbia schlechtendalii</i> Boiss.	Ab	0.238	0.851	0.767	0.619	C
<i>Croton niveus</i> Jacq.	Ab	0.132	0.740	0.938	0.603	C
<i>Marsdenia edulis</i> S. Watson	Li	0.032	0.592	1.11	0.577	A
<i>Erythrina flabelliformis</i> Kearney	Ar	0.686	0.333	0.597	0.539	C
<i>Leucaena lanceolata</i> S. Watson	Ar	0.465	0.444	0.682	0.530	C
<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth	Ar	0.595	0.296	0.682	0.524	C
<i>Quadrella indica</i> (L.) H. H. Iltis & X. Cornejo	Ar	0.248	0.518	0.767	0.511	C

Especies	For- mas de creci- miento	Dom- nancia relativa	Abun- dancia relativa	Fre- cuencia relativa	Indice de va- lores de import- tancia	Patrón de dis- persión A/F
<i>Euphorbia bracteata</i> Jacq.	Ab	0.076	0.852	0.597	0.509	C
<i>Opuntia tomentosa</i> Salm-Dyck	Ar	0.353	0.370	0.767	0.497	C
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Ab	0.023	0.592	0.853	0.489	C
<i>Stenocereus stand- leyi</i> (J.G. Ortega) Buxb.	Ab	0.319	0.555	0.512	0.462	C
<i>Plumeria rubra</i> L.	Ar	0.184	0.444	0.682	0.437	C
<i>Entada polystachya</i> (L.) DC.	Li	0.042	0.407	0.853	0.434	C
<i>Psidium oligosper- mum</i> Mart. ex DC.	Ar	0.334	0.333	0.512	0.393	C
<i>Senna pallida</i> (Vahl) H. S. Irwin & Bar- neby	Ar	0.116	0.407	0.597	0.373	C
<i>Casearia nitida</i> (L.) Jacq.	Ab	0.098	0.333	0.682	0.371	C
<i>Laguncularia ra- cemoso</i> (L.) C. F. Gaertn.	Ar	0.218	0.259	0.512	0.329	C
<i>Manihot chlorosticta</i> Standl. & Goldman	At	0.030	0.333	0.597	0.320	C
<i>Agonandra racemosa</i> (DC.) Standl.	Ar	0.076	0.370	0.512	0.319	C
<i>Pithecellobium lan- ceolatum</i> (Willd.) Benth.	Ar	0.303	0.259	0.341	0.301	C
<i>Diospyros aequoris</i> Standl.	Ar	0.364	0.185	0.341	0.297	C

Especies	Formas de crecimiento	Dominancia relativa	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Índice de valores de importancia	Patrón de dispersión A/F
<i>Pereskiaopsis porteri</i> (Brandege ex F. A. C. Weber) Britton & Rose	Ab	0.014	0.333	0.512	0.286	C
<i>Pilosocereus purpusii</i> (Britton & Rose) Byles & G.D. Rowley	Ab	0.209	0.185	0.426	0.273	C
<i>Randia echinocarpa</i> Moc. & Sessé ex DC.	Ab	0.037	0.259	0.512	0.269	C
<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	At	0.021	0.222	0.512	0.252	C
<i>Guaiaacum coulteri</i> A. Gray	Ar	0.298	0.185	0.256	0.246	C
<i>Lantana camara</i> L.	Ab	0.038	0.259	0.426	0.241	C
<i>Trichilia trifolia</i> L.	Ar	0.008	0.259	0.426	0.231	C
<i>Crateva palmeri</i> Rose	Ar	0.056	0.185	0.426	0.222	C
<i>Colubrina heteroneura</i> (Griseb.) Standl.	Ab	0.060	0.222	0.341	0.208	C
<i>Zanthoxylum schreberi</i> (J. F. Gmel.) Reynel ex C. Nelson	Ar	0.089	0.222	0.256	0.189	C
<i>Selenicereus vagans</i> (K. Brandege) Britton & Rose	Li	0.017	0.185	0.341	0.181	C
<i>Helicteres baruensis</i> Jacq.	Ab	0.017	0.148	0.341	0.169	C
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Ar	0.062	0.111	0.256	0.143	C
<i>Randia capitata</i> DC.	Ab	0.058	0.111	0.256	0.142	C

Especies	For- mas de creci- miento	Dom- nancia relativa	Abun- dancia relativa	Fre- cuencia relativa	Indice de va- lores de import- ancia	Patrón de dis- persión A/F
<i>Erythrina lanata</i> Rose	Ar	0.242	0.0740	0.085	0.134	C
<i>Rauvolfia tetraphy- lla</i> L.	Ab	0.017	0.111	0.256	0.128	C
<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	Ab	0.005	0.111	0.256	0.124	C
<i>Gouania rosei</i> Wig- gins	Li	0.004	0.111	0.256	0.124	C
<i>Phaulothamnus spi- nescens</i> A. Gray	Ab	0.004	0.185	0.171	0.120	C
<i>Adelia vaseyi</i> (J. M. Coults.) Pax & K. Hoffm.	Ab	0.060	0.074	0.171	0.102	C
<i>Alvaradoa amor- phoides</i> Liebm.	Ar	0.048	0.0740	0.171	0.098	C
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Ar	0.010	0.0740	0.171	0.085	C
<i>Hesperalbizia occi- dentalis</i> (Brandegee) Barneby & J. W. Gri- mes	Ar	0.061	0.0740	0.085	0.073	C
<i>Jatropha marquezii</i> Pío-León, Mi- llán-Otero & B. Sa- lomón	Ab	0.015	0.111	0.085	0.071	C
<i>Coccoloba goldma- nii</i> Standl.	Ar	0.045	0.0370	0.085	0.056	C
<i>Bauhinia pauletia</i> Pers.	Ar	0.044	0.0370	0.085	0.056	C
<i>Microlobius foetidus</i> (Jacq.) M. Sousa & G. Andrade	Ar	0.044	0.0370	0.085	0.056	C
<i>Conocarpus erectus</i> L.	Ar	0.025	0.0370	0.085	0.049	C

Especies	For- mas de creci- miento	Domini- ancia relativa	Abun- dancia relativa	Fre- cuencia relativa	Indice de va- lores de importancia	Patrón de dis- persión A/F
<i>Ipomoea bracteata</i> Cav.	At	0.013	0.0370	0.085	0.045	C
<i>Opuntia decumbens</i> Salm-Dyck	Ab	0.011	0.0370	0.085	0.044	C
<i>Ayenia aculeata</i> (Jacq.) Christenh. & Byng	At	0.006	0.0370	0.085	0.043	C
<i>Combretum fruticosum</i> (Loefl.) Stuntz	At	0.004	0.0370	0.085	0.042	C
<i>Paullinia cururu</i> L.	Li	0.002	0.0370	0.085	0.041	C
<i>Mimosa polyantha</i> Benth.	Ab	0.002	0.0370	0.085	0.041	C
<i>Bonellia macrocarpa</i> (Cav.) B. Ståhl & Källersjö	Ab	0.001	0.0370	0.085	0.041	C
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L. G. Lohmann	Li	0.001	0.0370	0.085	0.041	C
<i>Cissus trifoliata</i> L.	Li	0.001	0.0370	0.085	0.041	C
<i>Desmanthus bicornutus</i> S. Watson	Ab	0.001	0.0370	0.085	0.041	C
<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C. E. Jarvis	Li	0.000	0.0370	0.085	0.041	C
		100	100	100	100	

Fouquieria macdougalii y estrato arbustivo en un cerro pedregoso del Matorral de Navachiste, municipio de Juan José Ríos. Temporada de secas (H. Piña)



