



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



Diversidad y estructura florística en zonas riparias de un remanente de bosque seco tropical

Diversity and Floristic Structure in Riparian Areas of a Tropical Dry-Forest Remnant

Jose A. Cuéllar-Cardozo¹, Daniel Nossa-Silva², Martha I. Vallejo²

Cuéllar-Cardozo, J. A., Nossa-Silva, D., Vallejo, M. I. (2022). Diversidad y estructura florística en zonas riparias de un remanente de bosque seco tropical. *Colombia Forestal*, 25(2), 70-84.

Recepción: 2 de febrero 2022

Aprobación: 6 de mayo 2022

Resumen

Los bosques secos tropicales (BST) son uno de los ecosistemas más amenazados de Colombia, con remanentes de estos concentrados en bosques riparios. Este trabajo estudió la vegetación de un bosque ripario ubicado dentro de un remanente de BST en la cuenca alta del río Magdalena mediante el uso de transectos en tres estaciones a lo largo del arroyo La Avería (Paicol, Huila, Colombia). Se encontraron 199 individuos distribuidos en 47 especies. La composición florística fue semejante a la de otros BST, mientras que el número de individuos fue menor. Fabaceae fue la familia más representada y *Zygia longifolia* y *Guadua angustifolia* las especies con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI). Se concluyó que el bosque ha sido sometido a perturbaciones antrópicas y se encuentra en una etapa sucesional temprana. Además, se encontraron diferencias en el grado de conservación del bosque entre las tres estaciones muestreadas.

Palabras clave: cobertura forestal, Huila, índice QBR, números de Hill.

Abstract

Tropical dry forests (TDFs) are one of the most threatened ecosystems in Colombia, with remnants concentrated in riparian forests. This research studied the vegetation of a riparian forest from a TDF remnant in the Magdalena River's upper basin using transects at three stations along the La Avería stream (Paicol, Huila). 199 individuals distributed in 47 species were found. The floristic composition was similar to that of other TDFs, while the number of individuals was lower. Fabaceae was the most represented family, and *Zygia longifolia* and *Guadua angustifolia* were the species with the highest Importance Value Index (IVI). It was concluded that the forest has been subjected to anthropic disturbances and is in an early successional stage. In addition, differences were found in the degree of conservation of the forest between the three sampled stations.

Keywords: forest coverage, Huila, QBR index, Hill's Numbers.

1 Universidad La Salle. Bogotá, Colombia. jcuellar39@unisalle.edu.co.

2 Universidad Militar Nueva Granada. Bogotá, Colombia.

INTRODUCCIÓN

Los bosques secos tropicales (BST) están entre los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. En el neotrópico, donde se encuentra más del 60 % de ellos (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Ocón *et al.*, 2021), se estima que se han perdido al menos dos tercios de su extensión original (Miles *et al.*, 2006; Riggio *et al.*, 2020). Las causas de su deterioro incluyen factores como la deforestación, el cambio climático, el crecimiento demográfico y la conversión de tierras para la agricultura y la ganadería (Miles *et al.*, 2006). Sumado a esto está la falta de políticas de protección efectiva; tan solo un 4.5 % del área correspondiente a BST está en zonas protegidas declaradas en todo el neotrópico, cifra por debajo de la de otros bosques tropicales (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Scharlemann *et al.*, 2010).

Las características climáticas particulares que definen a los BST (precipitaciones anuales promedio de 250 a 2000 mm, elevada evapotranspiración y temperaturas mayores a los 17 °C) (Holdridge, 1982; Murphy & Lugo, 1995), sumado a su marcada estacionalidad –con temporadas secas que pueden llegar a durar entre 4 y 7 meses– los convierten en un entorno único, donde las especies han tenido que adaptarse de maneras particulares para sobrevivir (Janzen, 1988; Mooney *et al.*, 1995). Las condiciones de estrés hídrico a las cuales se somete la vegetación han hecho que desarrollen patrones ecofisiológicos variados, por lo que gran parte de las especies pierden sus hojas durante la temporada seca, mientras que otras (de hoja perenne) invierten mayores recursos en la construcción de tejidos resistentes a la cavitación (Pennington *et al.*, 2009; Romero-Duque *et al.*, 2019; González *et al.*, 2021). Dichas adaptaciones crean una diversidad florística única, que presenta altos niveles de endemismo (Kalascka *et al.*, 2004; Linares-Palomino *et al.*, 2011).

En Colombia, el estado de conservación de los BST es crítico. Originalmente, su extensión en el país comprendía cerca de 9 millones de ha,

distribuidas en la región Caribe, los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena, algunas zonas al norte de la cordillera Oriental, las cuencas de los ríos Patía y Dagua, y parte de la Orinoquía (Etter, 1993, Etter *et al.*, 2008; Pizano *et al.*, 2014). Sin embargo, actualmente solo se conserva el 8 % de ellos, muchos en diferentes estados de transformación y fragmentación (García *et al.*, 2014).

Por su parte, la cuenca alta del río Magdalena conserva la segunda mayor extensión de BST del país, con poco más de 150 mil ha de bosques transformados y naturales (García *et al.*, 2014; Vargas, 2015). Esta región conserva además más del 50 % de la flora registrada para este tipo de bosques en Colombia (Pizano *et al.*, 2014). A pesar de ello, gran parte de las colecciones botánicas registradas para BST provienen de la región Caribe y del valle del río Cauca (Pizano & García, 2014), siendo comparativamente pocos los estudios de flora que se han publicado sobre esta región (Mendoza, 1999; Figueroa & Galeano, 2007; Fernández-Méndez *et al.*, 2013; López *et al.*, 2019; Romero-Duque *et al.*, 2019).

Una gran parte de los BST que aún se conservan en la cuenca alta del río Magdalena corresponde a bosques riparios (Echeverry & Rodríguez, 2006; Rodríguez & López, 2014), ecosistemas terrestres asociados a sistemas lóticos que se extienden desde el borde de las corrientes de agua hasta los límites de las zonas de inundación (Gregory *et al.*, 1991). Los bosques riparios son fundamentales para la preservación de los ecosistemas acuáticos, ya que funcionan como áreas de amortiguación que preservan las condiciones microclimáticas y químicas del agua, protegiéndola de agentes externos, evitando los procesos de erosión de los márgenes de las corrientes y estabilizando los lechos de los ríos (Gregory *et al.*, 1991; Lowrance *et al.*, 1997; Naiman *et al.*, 2005). De igual forma, debido a la mayor disponibilidad de agua, los bosques riparios son elementos clave en la ecología de los BST, pues albergan una mayor diversidad de especies en comparación con sistemas no riparios y actúan como corredores biológicos en paisajes

fragmentados (Murphy & Lugo, 1986; Naiman *et al.*, 2000; Miserendino, 2004; Miles *et al.*, 2006).

A pesar de su importancia en la ecología y conservación de los BST, los bosques riparios de la cuenca alta del río Magdalena también han enfrentado presiones antrópicas particulares, como la expansión de la frontera agropecuaria, las actividades turísticas no controladas y la construcción de grandes hidroeléctricas que han modificado su extensión, estructura y composición en la región (Ingetec, 2008; Vargas, 2015; Díaz, 2016). Por lo anterior, el objetivo de este estudio fue determinar la diversidad y estructura florística de un bosque ripario ubicado a lo largo de un arroyo dentro de un remanente del BST en el municipio de Paicol, Huila, Colombia. Además, se evaluó el grado de conservación del ecosistema y el impacto de las actividades antrópicas recientes sobre el mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el arroyo La Avería, ubicado en el municipio de Paicol en el departamento del Huila, en la cuenca alta del río Magdalena. El área de estudio presenta temperaturas entre los 23 y 28 °C, con un promedio anual de 23.4 °C. La precipitación anual promedio es de 1494 mm bajo un régimen climático monomodal, con una estación lluviosa que va de octubre a mayo y una estación seca entre junio y septiembre (IDEAM, 2005).

El arroyo tiene una longitud aproximada de 4.5 km y es un sistema de tercer orden perteneciente a la mesocuenca del río Páez en el suroccidente del Huila. El flujo de agua nace a una altitud de 922 m dentro de un remanente conservado de bosque ripario nativo. Luego pasa por distintas áreas donde ha sido perturbado por actividades humanas, como vertimientos urbanos, cultivos de arroz y ganadería bovina, para finalmente desembocar en el río Páez a una altitud de 805 m.

Se destaca el hecho de que este sistema fluvial es de gran importancia para los habitantes del municipio, pues de este se realiza la captación de agua para abastecer al acueducto municipal y las fincas cercanas (Díaz, 2016; Peralta-Muñoz, 2016).

Toma de datos

Se establecieron tres estaciones de muestreo como representación de todo el arroyo. Estas estaciones, separadas por una distancia aproximada de 1.5 km, fueron definidas de acuerdo con cambios apreciables en la vegetación riparia, consecuencia de los diferentes procesos de degradación a lo largo del arroyo. La Estación 1 (2° 26' 22.3" N 75° 46' 31.4" W ± 922 m), ubicada en la zona alta del arroyo, corresponde a varios parches conservados de bosques interconectados. La Estación 2 (2° 26' 31.8" N 75° 46' 5.9" W ± 813 m), en la parte media del arroyo, corresponde a bosques riparios fuertemente degradados, resultado de la presencia de cultivos de arroz y la descarga de aguas residuales provenientes del casco urbano del municipio de Paicol, el cual está ubicado a menos de 350 m. Finalmente, la Estación 3 (2° 26' 57.2" N 75° 45' 24.6" W ± 805 m) está en la parte baja del arroyo, con un bosque ripario afectado por áreas ganaderas en las cercanías del sistema fluvial.

En cada estación de muestreo se establecieron tres transectos de 30 x 2 m a cada lado del arroyo y perpendiculares al curso de agua, para un total de seis transectos por estación, con un área de 0.036 ha y un total de área muestreada de 0.108 ha. Debido a la orografía y a los obstáculos en la zona de estudio, las distancias entre transectos no fueron constantes, pero se aseguró que tuvieran al menos 10 m de separación entre ellos. Este diseño se hizo siguiendo la metodología de Godfrey (1988), utilizada para estudiar la vegetación en condiciones bajo las cuales los bosques riparios se encuentran reducidos debido a la presencia de actividades o asentamientos humanos, lo que impide establecer transectos de una extensión mayor. Se tomaron muestras botánicas y datos de altura de todos los

individuos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 2.5 cm.

Las muestras recolectadas fueron herborizadas y depositadas bajo la numeración de Nossa-Silva en el Herbario de Botánica Económica de la Universidad Militar Nueva Granada (UMNG-H). Para su identificación se utilizaron guías taxonómicas (Gentry, 1993; Romero-Hernández, 2017), listados de especies (Mendoza-C, 1999; Pizano *et al.*, 2014; Vargas, 2015) y comparación con ejemplares de varios herbarios. La escritura correcta de los nombres científicos se verificó con las plataformas Trópicos (2022) y el Catálogo de Plantas y Líquenes de Colombia (Bernal *et al.*, 2019).

Análisis de los datos

Para comprobar la efectividad del esfuerzo de muestreo se utilizó el método de rarefacción con números de Hill, según lo propuesto por Chao *et al.* (2014): N0 (riqueza de especies), N1 (número efectivo de especies comunes, $e^{H'}$) y N2 (número efectivo de especies dominantes, $1/D$). Los índices de diversidad de Shannon (H') y de Simpson ($1-D$) para cada una de las estaciones se calcularon con el software PAST, versión 4.0.2. (Hammer *et al.*, 2001) y para el cálculo de la rarefacción se utilizó el software EstimateS, versión 9.1.0. (Colwell *et al.*, 2012).

Para los análisis estructurales, se calcularon el índice de valor de importancia (IVI) y el área basal para todas las especies de la comunidad de plantas. La determinación de estos valores se realizó siguiendo la metodología propuesta por Rangel-Ch y Velázquez (1997), con modificaciones para ajustar el valor máximo del IVI. Adicionalmente, se establecieron clases diamétricas y de altura, tomando en cuenta los valores máximos y mínimos en relación con el número de individuos, siguiendo la metodología de Lema (1995).

Para comparar las condiciones del bosque ripario entre las estaciones de muestreo, se calcularon tres variables ambientales en cada una

de las estaciones establecidas. En primer lugar, se calculó el índice de calidad de bosques riparios (QBR), utilizando una metodología adaptada para Colombia (Munné *et al.*, 2003). El índice QBR genera un valor cuantitativo en una escala de 0 a 100, donde un mayor número representa un mayor estado de conservación de la calidad del hábitat. Para complementar la información, se calcularon el coeficiente de densidad forestal (CDF) mediante el uso de un densiómetro de espejo convexo (Galeano-Rendón *et al.*, 2017; Munné *et al.*, 2003; Suárez *et al.*, 2002) y la entrada de luz solar (Watts. m^{-2}) por medio de un luxómetro (LI-COR LI-210R®).

RESULTADOS

Se registró un total de 199 individuos, repartidos en 26 familias, 42 géneros y 47 especies. La familia Fabaceae tuvo el mayor número de especies (9), seguida de Malvaceae (4), Euphorbiaceae, Salicaceae y Urticaceae, cada una con 3 especies. En términos de abundancia, el taxón más abundante fue *Guadua angustifolia* Kunth con 59 individuos, seguida de *Casearia sylvestris* Sw. con 22 y *Zygia longifolia* (Willd.) Britton y Rose con 14. De las especies encontradas, 24 (51.1 %) registraron un solo individuo en toda el área muestreada.

Las curvas de rarefacción de especies (Figura 1) muestran que los valores más altos fueron obtenidos por N0 (riqueza de especies), seguido de N1 (número de especies frecuentes) y, por último, N2 (número de especies muy frecuentes). Se observó que la curva de riqueza de especies continuaba aumentando, mientras que las curvas que representan N1 y N2 crecieron considerablemente solo al comienzo y, al llegar a la extrapolación, se estabilizaron en ambos casos. Lo anterior indica que, si bien en términos de riqueza aún podría aumentarse el esfuerzo de muestreo, N1 y N2 muestran un crecimiento limitado frente a más muestreos y se estabilizan antes de la extrapolación.

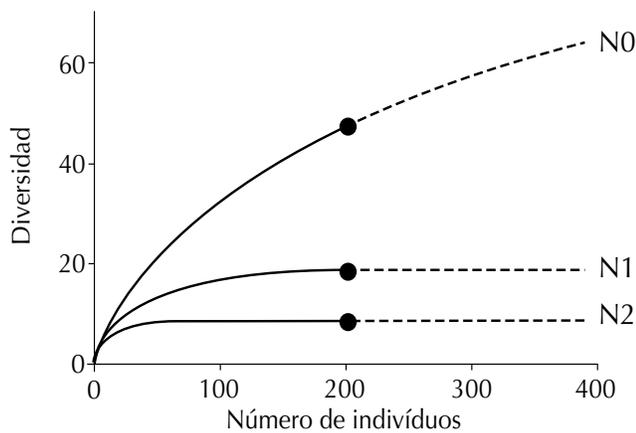


Figura 1. Curvas de rarefacción basadas en el tamaño de la muestra (líneas continuas) y extrapolación (líneas punteadas, hasta el doble del tamaño de la muestra) en función de los números de Hill (N0, N1 y N2) para el muestreo de la vegetación hecho en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

Con respecto a la diversidad, para la Estación 1 se reportaron los valores más bajos, con 16 especies, un índice de Shannon de 1.81 y diversidad de Simpson de 0.69. En contraste, la Estación 2 tuvo los valores más altos, con 23 especies, un índice

de Shannon de 2.94 y diversidad de Simpson de 0.94. Finalmente, la Estación 3 mostró valores menores pero cercanos a los de la Estación 2, con 17 especies, un índice de Shannon de 2.29 y diversidad de Simpson de 0.82.

La especie con el de IVI más alto fue *Z. longifolia*, seguida por *G. angustifolia* y *C. sylvestris* (Tabla 1). Solamente *Z. longifolia*, *C. sylvestris* y *Astronium graveolens* Jacq. fueron encontradas en las tres estaciones muestreadas, mientras que 41 especies (87.2 %) fueron encontradas solo en una de las estaciones de muestreo. En cuanto a la dominancia, la especie con mayor área basal fue *Z. longifolia*, que contribuyó con el 51.57 % del área basal total (Tabla 1). Otras especies con valores altos de dominancia fueron *Ficus insipida* Willd. (12.59 %), *Pithecellobium lanceolatum* (Willd.) Benth. (6.82 %) y *G. angustifolia* (5.33 %), destacando que el valor de *F. insipida* proviene de un único individuo de gran porte registrado en la Estación 3 (Tabla 1). El área basal total para el bosque ripario fue de 16.06 m². ha⁻¹ (Tabla 1).

Se establecieron diez clases diamétricas y diez clases de altura para la comunidad vegetal del

Tabla 1. Valores de área basal y ocurrencia de las especies con mayores valores del Índice de Valor de Importancia (IVI) reportados para un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia. Estación 1 (S1), Estación (S2), Estación (S3).

Especie	IVI	Área Basal (m2.a ⁻¹)	S1	S2	S3
<i>Zygia longifolia</i> (Willd.) Britton y Rose	21.34	8.28	X	X	X
<i>Guadua angustifolia</i> Kunth	12.35	0.86	X		
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	5.72	0.10	X	X	X
<i>Ficus insipida</i> Willd.	4.96	2.02			X
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	4.34	0.82	X	X	X
<i>Pithecellobium lanceolatum</i> (Willd.) Benth.	3.37	1.09		X	
<i>Myrcia</i> aff. <i>popayanensis</i> Hieron	2.81	0.21		X	X
<i>Machaerium capote</i> Dugand	2.77	0.19	X	X	
<i>Petrea pubescens</i> Turcz.	2.36	0.77		X	
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	2.19	0.04	X		
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2.18	0.23		X	X
<i>Hirtella americana</i> L.	2.01	0.19	X		
Total especies con mayor IVI	66.39	14.18			
Total todas las especies		16.06			

bosque ripario. La estructura diamétrica presentó una forma de J invertida, siendo la Clase 1 la que concentró el mayor número de tallos, con 150 individuos (75.38 %) (Figura 2). Para la Clase 2, el número de individuos se redujo significativamente a 24 (12.06 %), y la Clase 9 no presentó individuos. La distribución por clases de altura tuvo tendencias poco claras, con aumentos y caídas aleatorios en el número de tallos y los valores más altos en las Clases 2 y 7 (32 individuos en ambos casos, que representan el 16.08 %) (Figura 3). Sin embargo, para la Clase 7, la mayoría de los tallos (25) corresponden a *G. angustifolia*. Debido a esto, se decidió no tener en cuenta los individuos de esta especie en el cálculo de las clases de altura, quedando un total de 140 individuos y dando como resultado un máximo de tallos de 32 para la Clase 2 (22.86 %), que luego presentó una disminución gradual en el número de individuos para cada una de las clases siguientes. Las tendencias descritas se pueden observar en la Figura 3.

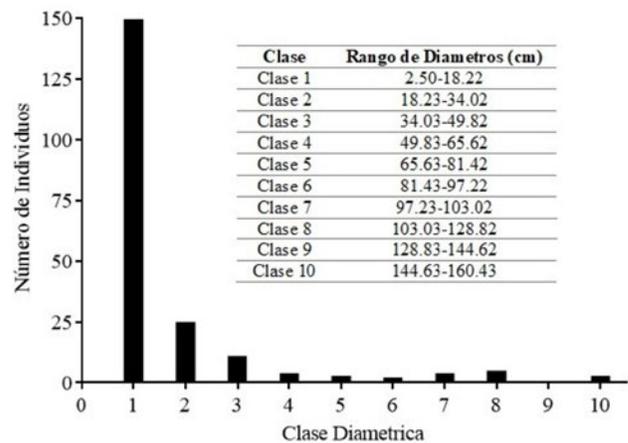


Figura 2. Distribución en clases diamétricas de la vegetación con DAP ≥ 2.5 cm, encontrada en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

En cuanto a los valores obtenidos para el índice QBR, el CDF y la entrada de radiación solar indican que las estaciones de muestreo difieren en el estado de calidad del bosque ripario y la

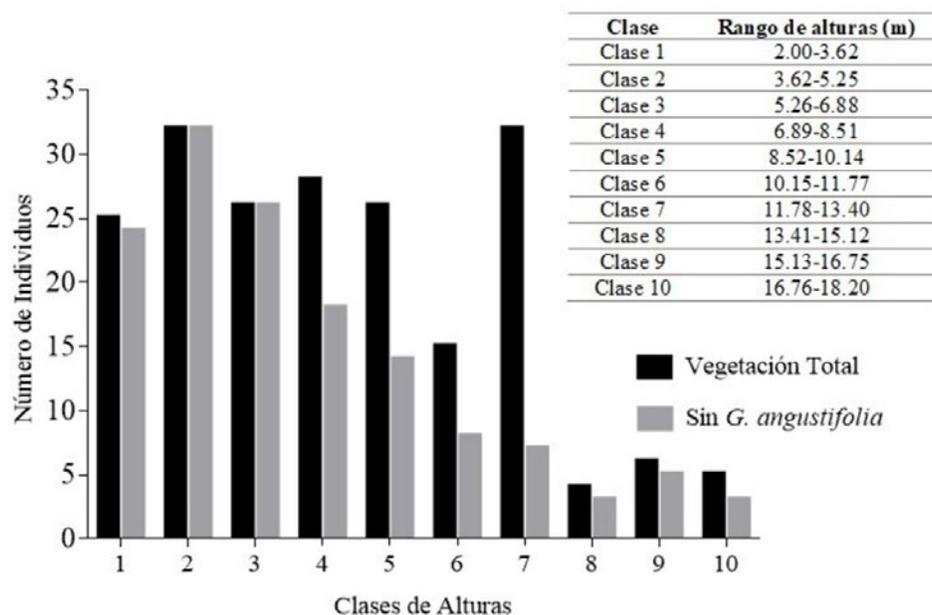


Figura 3. Distribución en clases de alturas de la vegetación con DAP ≥ 2.5 cm encontrada en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

cobertura de dosel (Tabla 2). Se observa que la Estación 1, ubicada en el tramo alto del arroyo, corresponde a una zona con poca perturbación antrópica, por lo que se deduce que la estación proyecta las condiciones naturales del ecosistema ripario y lótico. Por su parte, la Estación 2 presenta la mayor perturbación, causada por la casi desaparición del sistema ribereño como consecuencia de los impactos antrópicos, lo que a su vez reduce el CDF y el área cubierta por el dosel. Es por esto que la Estación 2 registra los valores más bajos del área de estudio. Asimismo, la Estación 3 presentó valores medios en cuanto al estado de la ribera, debido a que se observa únicamente el impacto ganadero, que ha permitido en parte la recuperación del bosque ripario.

DISCUSIÓN

La composición del bosque ripario estudiado es similar a la típicamente reportada para los BST y bosques riparios de Colombia. La mayor riqueza de Fabaceae frente a otras familias botánicas es una condición observada en la mayoría de los BST del neotrópico (Gentry, 1995; Álvarez *et al.*, 1998; Pizano *et al.*, 2014; Londoño-Lemos *et al.*, 2022). También se ha reportado a las especies de Fabaceae como elementos frecuentes en los bosques riparios de las tierras bajas de Colombia (Correa-Gómez & Stevenson, 2010; Luna, 2019). De igual manera, la alta riqueza de Malvaceae y

Euphorbiaceae es frecuente en este tipo de bosques, y en Colombia se ha estimado que ambas familias representan hasta el 7.6 % del total de especies encontradas en los BST (Rodríguez *et al.*, 2012; Pizano & García, 2014).

La riqueza de la familia Salicaceae estuvo representada por tres especies del género *Casearia*, que tuvo el mayor número de especies de todo el estudio. La frecuencia de este género dentro de la composición de los BST ha sido informada en otras localidades del país, además de ser un elemento frecuente en áreas que han presentado disturbios (Mendoza-C, 1999; Carrillo-Fajardo *et al.*, 2007; Gutiérrez, 2019; Ruíz & Saab, 2020). Un dato atípico encontrado fue una mayor riqueza de Urticaceae, que no se había reportado como un elemento común dentro de la composición de los BST (Gentry, 1995). A pesar de esto, la mayoría de las especies de esta familia prefiere ambientes húmedos, por lo que son comunes cerca a cursos de agua y se han registrado como elementos frecuentes en la composición de los bosques riparios del neotrópico (Friis, 1993; Wittmann *et al.*, 2008).

La riqueza de 47 especies está dentro del rango reportado para otros BST en el neotrópico y en Colombia. Las comparaciones se centran en datos obtenidos de bosques secos de Centroamérica y Colombia porque existen afinidades florísticas con la zona de estudio (Dryflor, 2016). En Costa Rica y Nicaragua, en áreas de 0.1 ha, se reportaron cifras de riqueza de 44 y 75 especies respectivamente (Gentry, 1995; Gillespie *et al.*, 2000).

Tabla 2. Registro del índice de calidad de bosque ripario (QBR), coeficiente de densidad forestal (CDF) y entrada de radiación solar para las tres estaciones de muestreo estudiadas en un BST ripario asociado al arroyo La Avería en la cuenca alta del río Magdalena, municipio de Paicol, Huila, Colombia

Estación de muestreo	Valor Cuantitativo Índice QBR	Valor Cualitativo Índice QBR	Coficiente de Densidad Forestal (%)	Entrada promedio de radiación solar (Watts .m ²)
Estación 1	95	Sistema ripario en condiciones naturales	91.80	0.20
Estación 2	45	Fuertes alteraciones, calidad baja del sistema ripario	57.70	0.69
Estación 3	68	Alteraciones importantes, calidad media del sistema ripario	83.87	0.35

Para Colombia, la variación va de 14 a 121 especies en la misma área, y de 14 a 71 especies en la cuenca alta del río Magdalena (Gentry, 1995; Mendoza, 1999; Carrillo-Fajardo *et al.*, 2007; IAvH, 2019).

En cuanto a la abundancia, se puede decir que el número de individuos reportados fue bajo (199). Tomando como referencia el estudio realizado por Mendoza (1999) en siete parcelas de BST en Colombia, tres de ellas en la cuenca alta del río Magdalena (DAP \geq 2.5 cm en 0.1 ha), se observa una variación considerable en el número de individuos. Mendoza (1999) reportó entre 339 y 597, cifras que están por encima de las registradas en este trabajo. Esto podría deberse a las características propias de los bosques riparios o el efecto de la intervención antrópica.

Algunos análisis en bosques riparios han mostrado que estos tienden a tener una densidad menor en comparación con bosques del interior (Suzuki *et al.*, 2002; Damasceno-Junior *et al.*, 2005; Adel *et al.*, 2018). Si bien no existe evidencia directa de este fenómeno en BST, Gentry (1995) muestreó bosques de tierras altas y de galería en Guanacaste (Costa Rica), encontrando que los bosques riparios presentaban un menor número de individuos a pesar de tener una mayor riqueza que los bosques de tierras altas. Una baja cantidad de individuos también fue reportada en llanuras de inundación en BST de Cundinamarca (López *et al.*, 2019), indicando que los bosques riparios del BST podrían presentar naturalmente una baja densidad en comparación con otros tipos de bosques.

La cercanía a entornos urbanos es otro factor que puede explicar el bajo número de individuos, tal como reportaron Gillespie *et al.* (2000) en dos de nueve parcelas estudiadas en Costa Rica y Nicaragua, que presentaron la menor abundancia y a su vez eran las que más cerca se encontraban de los centros urbanos. Esto respaldaría las diferencias observadas entre las Estaciones 3 y 2 con respecto a la Estación 1, pues esta última registró más del doble de individuos que las dos primeras y es la que más alejada se encuentra del centro urbano. No obstante, se debe tener en cuenta que

la mayor parte de los individuos encontrados en la Estación 1 corresponden a *G. angustifolia*. Ambas explicaciones no son necesariamente excluyentes, por lo que la baja densidad de individuos podría deberse a un efecto combinado de los dos factores. En estudios futuros se recomienda profundizar más en estos aspectos para establecer posibles relaciones de causalidad de manera más certera, analizando los cambios en el número de individuos en relación con diferentes coberturas vegetales.

La estructura del área de estudio mostró elementos típicos del bosque ripario en Colombia y deja en evidencia la degradación que este ha sufrido debido a las actividades humanas. La importancia de *Z. longifolia* dentro de la comunidad vegetal mostrada por el IVI es un resultado esperado, pues esta especie tiene una amplia distribución a lo largo del país y es un elemento habitual de los bosques riparios, al igual que las demás especies del género *Zygia* (Romero-Hernández, 2017). Esto se debe a que sus semillas son transportadas por el agua, al rápido crecimiento que presentan y a la capacidad de sobrevivir a las crecientes. Además, se considera una especie benéfica para el mantenimiento y conservación de fuentes hídricas en el BST, ya que sus raíces evitan la erosión de los márgenes (Cerdán *et al.*, 2012; Vargas, 2015).

La especie *G. angustifolia* presentó el segundo valor más alto de IVI. Sin embargo, esta especie solamente se registró en la Estación 1, donde fue un elemento abundante, lo que indica estados sucesionales tardíos para la zona de muestreo. *G. angustifolia* suele ser frecuente en los márgenes de los ríos, pero tiende a desaparecer en zonas con presencia antrópica debido a su explotación para la obtención de madera (Vargas, 2015). Otras especies con valores altos de IVI, como *C. sylvestris*, *A. graveolens*, *P. lanceolatum*, *Guazuma ulmifolia* Lam. y *Machaerium capote* Dugand, son elementos ampliamente distribuidos en el país y han sido reportados en BST de la cuenca alta del río Magdalena (Mendoza, 1999; Pizano *et al.*, 2014; Vargas, 2015; López *et al.*, 2019; Romero-Duque *et al.*, 2019; Ruíz & Saab, 2020).

La distribución diamétrica en forma de jota invertida, con ausencia de individuos en algunas de las clases y una disminución abrupta en el número de individuos entre categorías diamétricas, es un comportamiento típico de bosques intervenidos en proceso de regeneración (Louman *et al.*, 2001; López *et al.*, 2019). Esto es respaldado por los datos de altura, pues son consistentes con los encontrados en BST del valle del río Cauca, donde los bosques en etapas de sucesión temprana muestran patrones en donde la mayoría de los individuos se concentran en segundas categorías de altura (sin los datos de *G. angustifolia*) y tienen una altura máxima no superior a los 18 m (Adarve *et al.*, 2010; Londoño y Torres, 2015). La escasa presencia de elementos de sucesión intermedia típicos de BST, tales como *Senna spectabilis* (DC.) H.S. Irwin y Barneby, *G. ulmifolia* o *Piper amalago* L. y un área basal total por debajo del rango reportado para estos bosques (17-40 m².ha⁻¹), también son indicativos del estadio de sucesión temprano del bosque estudiado (Murphy & Lugo, 1986; Vargas, 2015).

En la Estación 1 se identificaron bajas perturbaciones antrópicas y estadios sucesionales tardíos, corroborados por bajos valores de diversidad en comparación con las Estaciones 2 y 3, junto con la presencia de especies como *G. angustifolia* (Olascuaga-Vargas *et al.*, 2016). Además, los valores altos del índice QBR soportan esta conclusión, pues se atribuyen a la presencia de una cobertura riparia continua, compuesta en gran medida por vegetación nativa como *Z. longifolia*, lo cual resulta en un bosque que limita la entrada de radiación solar (Vargas, 2015). Esta información se complementa con los valores altos del CDF y la baja entrada de luz, que son características de los BST maduros (Denward & Tranvik, 1998; Olascuaga-Vargas *et al.*, 2016; Melo *et al.*, 2017).

Por el contrario, la Estación 2 exhibió un valor bajo en el índice QBR, lo cual es propio de ambientes muy perturbados donde la cobertura vegetal riparia ha sido eliminada casi en su totalidad

(Suárez *et al.*, 2002). Sumado a esto, los valores de diversidad mayores pueden explicarse como el efecto de etapas sucesionales tempranas en las que existen varios mecanismos que favorecen la coexistencia de especies (Roxburgh *et al.*, 2004; Olascuaga-Vargas *et al.*, 2016). Estos resultados se asocian con la cercanía de la estación al centro urbano del municipio de Paicol, a la descarga de vertimientos municipales en el lugar y a la presencia de cultivos de arroz (Díaz, 2016; Peralta-Muñoz, 2016), actividades que son capaces de modificar el flujo natural del arroyo y alterar la estructura de los bosques riparios (Fernández-Mendez *et al.*, 2013; Sabaj *et al.*, 2014). Estas perturbaciones permiten una mayor entrada de luz, generando cambios en las dinámicas de los BST que pueden retrasar los procesos sucesionales (Melo *et al.*, 2017).

Los valores medios del índice QBR registrados en la Estación 3 son típicos de ambientes con un bajo nivel de perturbación o que se encuentran en proceso de restauración, donde existe una discontinuidad de los parches de árboles en el ambiente ripario (Suárez *et al.*, 2002). En este caso se detectó la presencia de actividades ganaderas, cuya reducción en la diversidad vegetal de los BST se ha demostrado (Ballesteros-Correa *et al.*, 2019). Sin embargo, paulatinamente se ha ido reduciendo la presión ganadera sobre esta zona del bosque, lo que ha permitido el inicio de los procesos sucesionales.

Finalmente, es importante señalar el valor que tienen los bosques riparios en los procesos de restauración de los BST, ya que conservan especies importantes para las diferentes etapas sucesionales de estos bosques (Vargas, 2015). A pesar de esto, las diferentes perturbaciones antrópicas identificadas, sumadas a la falta de información que hay sobre las áreas riparias, ponen en riesgo la conservación de estos bosques. Se recomienda que los trabajos futuros amplíen la información sobre la diversidad y el estado de conservación de los bosques riparios en los BST del país, centrándose en aspectos como el bajo número de individuos o la

composición de estos bosques en diferentes estadios sucesionales.

CONCLUSIONES

El bosque ripario estudiado presenta una diversidad florística semejante a la de otros BST y bosques riparios de Colombia y el norte de Sudamérica, como lo muestra la abundancia de la familia Fabaceae y la presencia de especies como *Z. longifolia*, *G. angustifolia*, *A. graveolens*, entre otras. La baja cantidad de individuos reportados en el área de estudio puede ser una característica propia de los bosques riparios del BST o un efecto de las perturbaciones antrópicas que se presentan en dos de las estaciones de muestreo. Los análisis estructurales muestran que, si bien el bosque ripario retiene ciertas características propias de los BST, este tiene condiciones típicas de bosques en etapas sucesionales tempranas. Los valores de diversidad, sumados a los índices QBR y CDF y la entrada de radiación solar indican que la Estación 1 presenta la mejor calidad, con un dosel más cerrado que limita la entrada de luz y muestra un estado sucesional avanzado, como lo indica la presencia de *G. angustifolia*. Los valores más bajos de diversidad y la menor calidad de las Estaciones 2 y 3 se asociaron con la presencia de actividades agropecuarias y la cercanía al centro urbano del municipio de Paicol, manteniendo estas zonas del bosque ripario en estados sucesionales tempranos.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

C-C. J. ideó la investigación y propuso su objetivo. C-C. J. y N-S. D. llevaron a cabo la toma de datos en campo junto con la recolección y análisis de

datos. V. M. I. propuso metodologías para la toma y análisis de los datos. Todos los autores contribuyeron a la redacción y discusión del manuscrito, tablas, figuras y borradores.

REFERENCIAS

- Adel, M. N., Pourbabaei, H., Salehi, A., Alavi, S. J., & Dey, D. C.** (2018). Structure, composition, and regeneration of riparian forest along an altitudinal gradient in northern Iran. *Folia Geobotanica*, 53(1), 63-75.
<https://doi.org/10.1007/s12224-016-9272-x>
- Adarve, J. B., Torres, A. M., Home, J., Vargas, J. A., Rivera, K., Duque, O. L., Cárdenas, M., Londoño, V., & González A. M.** (2010). Estructura y riqueza florística del Parque Natural Regional el Vínculo-Buga, Colombia. *Cespedesia*, 32(90/91), 23-38.
- Álvarez, M., Escobar, F., Gast, F., Mendoza, H., Repizo, A., & Villareal, H.** (1998). Bosque seco Tropical. En M. E. Chavés, y N. Arango (Eds.), *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad 1997* (vol. 3, pp. 56-72). Instituto Humboldt, PNUMA y Ministerio del Medio Ambiente.
- Ballesteros-Correa, J., Morelo-García, L., & Pérez-Torres, J.** (2019). Composición y estructuravegetal 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>
- Bernal, R., Gradstein, S. R., & Celis, M.** (2019). *Catálogo de plantas y líquenes de Colombia*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
<http://catalogoplantasdecolombia.unal.edu.co/en/>
- Carrillo-Fajardo, M., Rivera-Díaz, O., & Sánchez-Montaño, R.** (2007). Caracterización florística y estructural del bosque seco tropical del Cerro Tasajero, San José de Cúcuta (Norte de Santander), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 29(86), 55-73.
- Cerdán, C. R., Rebolledo, M. C., Soto, G., Rapidel, B., & Sinclair, F. L.** (2012). Local knowledge of impacts

- of tree cover on ecosystem services in smallholder coffee production systems. *Agricultural Systems*, 110, 119-130.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.014>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M.** (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67.
<https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., & Longino, J. T.** (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3-21.
<https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Correa-Gómez, D. F., & Stevenson, P. R.** (2010). Estructura y diversidad de bosques de galería en una sabana estacional de los llanos orientales colombianos (Reserva Tomo Grande, Vichada). *Orinoquia*, 14(1), 31-48.
http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-37092010000300004
- Damasceno-Junior, G. A. Semir, J., Maës Dos Santos, F. A., & de Freitas Leitão-Filho, H.** (2005). Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 200(2), 119-135.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2004.09.002>
- Denward, C. M. T., & Tranvik, L. J.** (1998). Effects of solar radiation on aquatic macrophyte litter decomposition. *Oikos*, 82(1), 51-58.
<https://doi.org/10.2307/3546916>
- Díaz, A.** (2016). *Diagnóstico situacional del municipio de Paicol – Huila*. Alcaldía de Paicol.
- Dryflor, Banda-R., K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K. G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez, G. M., Weintritt, J., Acevedo-Rodríguez, P., Adarve, J., Álvarez, E., Aranguren-B., A., Arteaga, J. C., Aymard, G., Castaño, A., Ceballos-Mago, N., ...**
- Pennington, R. T.** (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383-1387.
<https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Echeverry, M. A., & Rodríguez, J. M.** (2006). Análisis de un paisaje fragmentado como herramienta para la conservación de la biodiversidad en áreas de bosque seco y subhúmedo tropical en el municipio de Pereira, Risaralda Colombia. *Scientia et Technica*, 1(30), 405-410.
<https://doi.org/10.22517/23447214.6589>
- Etter, A.** (1993). Diversidad ecosistémica en Colombia hoy. En CEREC (Ed.), *Nuestra Diversidad Biológica* (pp. 44-61). Fundación Alejandro Ángel Escobar.
- Etter, A., McAlpine, C., & Possingham H.** (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23.
<https://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Fernández-Méndez, F., Melo, O., Álvarez, E., Pérez, U., & Lozano, A.** (2013). Status of knowledge, conservation, and management of tropical dry forest in the Magdalena River Valley, Colombia. En A. Sánchez-Azofeifa, J. S. Powers, G. W. Fernandes, & M. Quesada (Eds.), *Tropical Dry Forest in the America Ecology, Conservation and Management* (pp. 35-54). CRP Press Taylor and Francis Group.
- Figuroa, Y., & Galeano, G.** (2007). Lista comentada de las plantas vasculares del enclave seco interandino de la Tatacoa (Huila, Colombia). *Caldasia*, 29(2), 263-281.
- Friis, I.** (1993). Urticaceae. En: K. Kubitzki, J. G. Rohrer, & V. Bittrich (Eds.), *The Families and Genera of Vascular Plants - Volume II - Flowering Plants – Dicotyledons* (pp. 612-630). Springer.
- Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. M., & Mancera-Rodríguez, N. J.** (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas andinas en la cuenca del Río Magdalena, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad y Divulgación Científica*, 20(2), 413-424.
<https://doi.org/10.31910/rudca.v20.n2.2017.398>
- García, H., Corzo, G., Isaacs, P., & Etter, A.** (2014). Capítulo 8: Distribución y estado actual de los

- remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: Insumos para su gestión. En C. Pizano & H. García (Eds.), *El bosque seco tropical en Colombia* (pp. 229-251). Instituto de Investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Gentry, A. H.** (1993). *A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America*. Chicago University Press.
- Gentry, A. H.** (1995). Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally dry tropical forests* (pp. 146-194). Cambridge University Press.
- Gillespie, T. W., Grijalva, A., & Farris, C. N.** (2000). Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology*, 147(1), 37-47.
<https://doi.org/10.1023/A:1009848525399>
- Godfrey, R. K.** (1988). *Trees, shrubs, and woody vines of northern Florida and adjacent Georgia and Alabama*. University of Georgia Press.
- González-M., R., Posada, J. M., Carmona, C. P., Garzón, F., Salinas, V., Idárraga-Piedrahita, Á., Pizano, C., Avella, A., López-Camacho, R., Norden, N., Nieto, J., Medina, S., Rodríguez-M., G. M., Ante, R. F., Torres, A. M., Jurado, R., Cuadros, H., Castañero, A., García, H., & Salgado, B.** (2021). Diverging functional strategies but high sensitivity to an extreme drought in tropical dry forests. *Ecology Letters*, 24(3), 451-463. <https://doi.org/10.1111/ele.13659>
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W.** (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8), 540-551.
<https://doi.org/10.2307/1311607>
- Gutiérrez, A. S.** (2019). *Efecto del fuego sobre el reclutamiento de especies leñosas en un bosque seco de la Cuenca Alta del Río Magdalena* [Tesis de maestría, Universidad Distrital Francisco José de Caldas].
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D.** (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis (Versión 4.0.2) [Software].
https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Holdridge, L. R.** (1982). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH)** (2019). *Monitoreo participativo de flora presente en bosque seco de los departamentos de Bolívar, Huila y La Guajira*. http://i2d.humboldt.org.co/ceiba/resource.do?r=rrbb_plantas_cienciaparticipativa_bs_2019
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM)** (2005). *Distribución espacio-temporal las variables del clima en Colombia*. Atlas Climatológico Nacional.
- Ingetec** (2008). *Estudio de impacto ambiental del proyecto hidroeléctrico El Quimbo*. EMGESA S.A.-E.S.P.
- Janzen, D. H.** (1988). Management of habitat fragments in a tropical dry forest: Growth. *Missouri Botanical Garden Press*, 75(1), 105-116.
<https://doi.org/10.2307/2399468>
- Kalascka, M., Sánchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, D., & Janzen, D. H.** (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200, 227-247.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>
- Lema, T. A.** (1995). *Dasometría: algunas aproximaciones estadísticas a la medición forestal*. Universidad Nacional de Colombia.
- Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A. T., & Pennington R. T.** (2011). Neotropical seasonally dry forests: Diversity, endemism, and biogeography of woody plants. En R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 3-21). Island Press.
- Londoño, V., & Torres, A. M.** (2015). Estructura y composición vegetal de un bosque seco tropical en regeneración en Bataclán (Cali, Colombia). *Colombia Forestal*, 18(1), 71-85.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a04>
- Londoño-Lemos, V., Tapasco-García, J., Escobar-Hadchani, O., & Madriñán, S.** (2022). Vegetación leñosa de un remanente de bosque seco tropical

- en el Caribe colombiano. *Colombia forestal*, 25(1), 51-66.
<https://doi.org/10.14483/2256201X.17920>
- López, R., Torrejano, A., & Díaz, S.** (2019). Vegetación. En R. López & J. E. Rojas (eds.). *El Bosque Seco en el Territorio CAR* (pp. 49-88). Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Louman, B., Quirós, D., & Nilsson, M.** (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. CATIE.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., Schnabel, R. R., Groffman, P. M., Denver, J. M., Correll, D. L., Gilliam, J. W., Robinson, J. L., Brinsfield, R. B., Staver, K. W., Lucas, W., & Todd, A. H.** (1997). Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake bay watersheds. *Environmental Management*, 21(5), 687-712.
<https://doi.org/10.1007/s002679900060>
- Luna, C. P.** (2019). *Estructura y composición florística de bosques de galería en dos fragmentos de bosque en los Montes de María Sucre, Colombia* [Tesis de pregrado, Universidad de Sucre].
- Melo, O., Fernández-Méndez, F., & Villanueva, B.** (2017). Light habitat, structure, diversity and dynamic of the tropical dry forest. *Colombia Forestal*, 20(1), 19-30.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.1.a02>
- Mendoza-C., H.** (1999). Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el Valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia*, 21(1), 70-94.
<https://doi.org/10.2307/23641565>
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J. E.** (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491-505.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Miserendino, M. L.** (2004). Effects of landscape and desertification on the macroinvertebrate assemblages of rivers in Andean Patagonia. *Archiv Für Hydrobiologie*, 159(2), 185-209.
<https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0185>
- Mooney, H. A., Bullock, S. H., & Medina, E.** (1995). Introduction. En H. A. Mooney, S. H. Bullock & E. Medina (Eds.), *Dry Tropical Forests* (pp. 1-8). Cambridge University Press.
- Munné, A., Prat, N., Solá, C. Bonada, N., & Rieradevall, M.** (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 147-163.
<https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E.** (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E.** (1995). Dry forest of Central America and the Caribbean. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, & E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forest* (pp. 9-34). Cambridge University Press.
- Naiman, R. J., Bilby, R. E., & Bisson, P. A.** (2000). Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *BioScience*, 50(11), 996-1011.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0996:REAMIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0996:REAMIT]2.0.CO;2)
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E.** (2005). *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier Inc.
- Ocón, J. P., Ibanez, T., Franklin, J., Pau, S., Keppel, G., Rivas-Torres, G., Shin, M. E., & Gillespie, T. W.** (2021). Global tropical dry forest extent and cover: A comparative study of bioclimatic definitions using two climatic data sets. *PLoS One*, 16(5), e0252063.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252063>
- Olascuaga-Vargas, D., Mercado-Gómez, J., & Sánchez-Montaño, L. R.** (2016). Análisis de la vegetación sucesional en un fragmento de bosque seco tropical en Toluejo-Sucre (Colombia). *Colombia Forestal*, 19(1), 23-40.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.1.a02>
- Pennington, R. T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A.** (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in

- the tropics: Perspectives from seasonally dry forest. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437-457.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- Peralta-Muñoz, D.** (2016). Programa de uso eficiente y ahorro del agua PUEAA municipio de Paicol. Sociedad de Acueductos Alcantarillados y Aseo-Aguas del Huila.
- Pizano, C., & García, H.** (eds.) (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Pizano, C., González, R., González, M.F., Castro-Lima, F., López, R., Rodríguez, N., Idárraga-Piedrahíta, A., Vargas, W., Vergara-Varela, H., Castaño-Naranjo, A., Devia, W., Rojas, A., Cuadros, H., & Toro, J. L.** (2014). Las plantas de los bosques secos de Colombia. En C. Pizano & H. García (Eds.), *El Bosque Seco Tropical en Colombia* (pp. 49-93). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A.** (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143, 144-155.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- Rangel, J. O., & Velázquez, A.** (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En J. O. Rangel Ch., P. Lowy & M. Aguilar (Eds.), *Colombia Diversidad Biótica II* (pp. 59-87). Universidad Nacional de Colombia.
- Riggio, J., Baillie, J. E. M., Brumby, S., Ellis, E., Kennedy, C. M., Oakleaf, J. R., Tait, A., Tepe, T., Theobald, D. M., Venter, O., Watson J. E. M., & Jacobson, A. P.** (2020). Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 26(8), 4344-4356.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15109>
- Rodríguez, G. M., Banda-R., K., Reyes, S. P., & Estupiñán, A. C.** (2012). Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano). *Biota Colombiana*, 13(2), 7-39.
- Rodríguez, N., & López, R.** (2014). Valle geográfico del río Magdalena. En C. Pizano & H. García (Eds.), *El Bosque Seco Tropical en Colombia* (pp. 78). Instituto de Investigación y Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Romero-Duque, L. P., Rosero-Toro, J. H., Fernández-Lucero, M., Simbaqueba-Gutiérrez, A., & Pérez, C.** (2019). Trees and shrubs of the tropical dry forest of the Magdalena river upper watershed (Colombia). *Biodiversity Data Journal*, 7, 1-21.
<https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e36191>
- Romero-Hernández, C.** (2017). El género *Zygia* P. Browne (Leguminosae: Mimosoideae: Ingeae) en Colombia: análisis de distribución y clave actualizada para su identificación. *Biota Colombiana*, 18(2), 88-110.
<https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a06>
- Roxburgh, S. H., Shea, K., & Wilson, J. B.** (2004). The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85(2), 359-371.
<https://doi.org/10.1890/03-0266>
- Ruíz, R., & Saab, H. P.** (2020). Diversidad florística del bosque seco tropical en las subregiones bajo y medio Sinú, Córdoba, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 167-179.
<https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.38286>
- Sabaj, V., Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M., Fernández, M., Colombo, N., Lanzilotta, B., Saravia, M., Neme, C., & Conde, D.** (2014). *Qué son los Caudales Ambientales y cuál es la perspectiva de su aplicación en Uruguay*. UNESCO.
<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000227701.locale=en>
- Scharlemann, J. P. W., Kapos, A., Campbell, A., Lyсенко, I., Burgess, N. D., Hansen, M. C., Gibbs, H. K., Dickson, B., & Miles, L.** (2010). Securing tropical forest carbon: The contribution of protected areas to REDD. *Fauna y Flora Internacional*, 44(3), 352-357.
<https://doi.org/10.1017/S0030605310000542>
- Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P., Munné,**

T., Pardo, I., Prat N., Rieradevall, M., Salinas, M. J., Toro, M., & Vivas, S. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad en el uso de índices QBR. *Limnetica*, 21(3-4), 135-148.

<https://doi.org/10.23818/limn.21.22>

Suzuki, W., Osumi, K., Masaki, T., Takahashi, K., Daimaru, H., & Hoshizaki, K. (2002). Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 153, 285-301.

[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00667-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00667-8)

Tropicos (2022). *Tropicos.org. Missouri Botanical Garden.*

<https://www.tropicos.org/home>

Vargas, W. (2015). Una breve descripción de la vegetación, con especial énfasis en las pioneras intermedias de los bosques secos de la Jagua, en la cuenca alta del río Magdalena en el Huila. *Colombia Forestal*, 18(1), 47-70.

<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a03>

Wittmann, F., Zorzi, B. T., Tizianel, F. A. T., Urquiza, M. V. S., Faria, R. R., e Sousa, N. M., Módena, E. S., Gamarra, R. M., & Rosa, A. L. M. (2008). Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the lower Miranda River, Southern Pantanal, Brazil. *Folia Geobotanica*, 43(4), 397.

<https://doi.org/10.1007/s12224-008-9022-9>

