



UNIVERSIDAD DISTRITAL
FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS



<https://doi.org/10.14483/2256201X.20968>


ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN


ISSN 0120-0739 • e-ISSN 2256-201X


Composición, estructura y diversidad florística del bosque Monteleón: Un relicto urbano del bosque subandino (Manizales, Colombia)


Composition, Structure, and Floristic Diversity of the Monteleón Forest: An Urban Remnant of the Sub-Andean Forest (Manizales, Colombia)

David Gutiérrez-Duque ^{a,b,d}, Jessica Alejandra Prieto-Luna ^a, María José Andrade-Ramos ^a,
Julio Andrés Sierra-Giraldo ^{b,c,e}, Carolina Feuillet-Hurtado ^{a,d}


a Universidad de Caldas. Manizales, Colombia 

b Herbario de la Universidad de Caldas - FAUC. Manizales, Colombia 

c Grupo de Investigación Biodiversidad y Recursos Fitogenéticos. Manizales, Colombia 

d Grupo de Investigación BIONAT, Biodiversidad y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Caldas 

e Fundación Conservación de la Selva Colombiana. Manizales, Colombia 

 Autor para correspondencia

Recibido: 15 de junio de 2023

Aceptado: 27 de noviembre de 2023

Citación: Gutiérrez-Duque, D., Prieto-Luna, J. A., Andrade-Ramos, M. J., Sierra-Giraldo, J. A., & Feuillet-Hurtado, C. (2024). Composición, estructura y diversidad florística del bosque Monteleón, un relicto urbano del bosque subandino (Manizales, Colombia). *Colombia Forestal*, 27(1), e20968.

Highlights

- La parcela con menor perturbación presentó la mayor área basal promedio y la mayor riqueza de especies.
- La parcela con menor perturbación presentó la mayor diversidad alfa (0D , 1D y 2D).
- Las especies con mayor índice de valor de importancia fueron *Hedyosmum goudotianum*, *Palicourea thyrsoiflora* y *Cecropia* sp.
- Los individuos de ciertas especies se están perdiendo, en algunos casos sin ser reemplazados.
- El bosque Monteleón se encuentra en un estado de recuperación natural y requiere medidas que garanticen su conservación.

Resumen

Monteleón es considerado un relicto de bosque subandino, y su biodiversidad está amenazada por distintos factores antropogénicos, lo que causa su fragmentación y la pérdida del hábitat de las especies que allí habitan. Con el objetivo de conocer su actual composición, estructura y diversidad florística, se establecieron tres parcelas de 0.1 ha en zonas con distintos grados de perturbación. En total se registraron 941 individuos y 116 especies, donde la parcela con perturbación baja presentó la mayor diversidad alfa. Según el análisis de la diversidad beta, entre las comunidades, los individuos de las especies que se pierden son en su mayoría sustituidos por individuos de otras especies, y un pequeño porcentaje se pierde sin sustitución. En conclusión, se registró un estado de afectación en el bosque debido a su heterogeneidad, que aun así se encuentra en un estado natural de recuperación.

Palabras clave: abundancia, heterogeneidad, número efectivo de especies, perturbación, riqueza.

Abstract

Monteleon is considered to be a sub-Andean forest remnant, and its biodiversity is threatened by various anthropogenic factors, leading to forest fragmentation and habitat loss for the species inhabiting it. In order to contribute to the knowledge of its composition, structure, and floristic diversity, three 0.1 ha plots were established in areas with different degrees of disturbance. A total of 941 individuals and 116 species were recorded, where with the plot with low disturbance exhibiting the highest richness and the highest alpha diversity (0D , 1D , and 2D). According to the beta diversity analysis, among the communities, the individuals of the species that are lost are mostly replaced by individuals of other species, and a small percentage is lost without replacement. In conclusion, a state of affectation is reported in the forest due to its heterogeneity, even though it is in a natural state of recovery.

Keywords: abundance, heterogeneity, effective number of species, disturbance, richness.

INTRODUCCIÓN

La fragmentación del paisaje es un fenómeno mundial (Harrison & Bruna, 1999) que puede entenderse como la transformación de un hábitat originalmente continuo en uno conformado por parches, generalmente pequeños y aislados entre sí por una matriz que difiere del hábitat original (Wilcove *et al.*, 1986; Fahrig, 2003; Fahrig *et al.*, 2019). Su efecto sobre la diversidad suele estar relacionado con el aislamiento de grupos biológicos incapaces de atravesar dicha matriz, lo que puede contribuir a las extinciones locales (Wilcove *et al.*, 1986; Fahrig, 2003; Fahrig *et al.*, 2019).

En Colombia, esta situación es alarmante, pues la fragmentación provoca el deterioro del hábitat (Fahrig, 2003), la disminución de las poblaciones (Donovan *et al.*, 2002) y la reducción de la diversidad florística (Stevenson & Aldana, 2008) y la diversidad genética (Banhos *et al.*, 2016). En el departamento de Caldas, Álvarez-Mejía *et al.* (2007) resaltaron que los ecosistemas naturales de la cuenca del río Chinchiná son afectados negativamente por la fragmentación.

El bosque Monteleón es uno de los relictos boscosos que bordean el sector norte de la ciudad de Manizales, Caldas (Duque-Escobar, 2015). Es considerado como un relicto de bosque subandino, y su biodiversidad

está amenazada por la urbanización, la deforestación, la extracción de especies ornamentales, la contaminación y la expansión de la frontera agrícola (Restrepo de Fraume *et al.*, 1990; Echeverri-González, 1993; Duque-Salazar *et al.*, 2000; González-Plazas, 2009; POT, 2017; Gil-Fernández & Jiménez-Gómez, 2018), lo que ha promovido su fragmentación y la pérdida del hábitat.

A pesar de las presiones antrópicas que afectan estos bosques, aún son reservorios representativos de la biodiversidad de la región, y es necesario generar estrategias para protegerlos (Sánchez *et al.*, 2004; Sanín *et al.*, 2006; Álvarez-Mejía *et al.*, 2007; Ríos-Málaver, 2007; 2008; Rojas-Morales *et al.*, 2011; Castaño *et al.*, 2010; Posada-Herrera, 2013; Sierra-Giraldo & Sanín, 2014; MacGregor-Fors & Zuria, 2019; Méndez-Urbano, 2022).

Así, se plantea analizar la composición, la estructura y la diversidad florística del bosque Monteleón como estrategia para la toma de decisiones orientadas a su conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El bosque Monteleón (Figura 1) es un bosque subandino (Rudas *et al.*, 2007) ubicado en la Cordillera Central de los Andes colombianos, específicamente en el sector nororiental de la ciudad de Manizales (Departamento de Caldas). Este bosque presenta un rango de 2142-2165 m de altitud y una extensión de 64.36 ha (EEM, 2013).

Se escogieron tres zonas con características ambientales y estructurales diferentes. La primera zona está ubicada en el noroccidente del bosque (05°04'50.7" N, 75°30'00.4" W y entre 2134 y 2163 m de altitud), limitando con el barrio Palonegro (Figura 1). Esta zona presenta una vegetación secundaria tardía, se encuentra influenciada por una quebrada y en ella predomina el epifitismo (Parcela 1). La segunda zona se encuentra en el centro-occidente del bosque (05°04'44.2" N, 075°29'57.8" W y entre 2134 y 2214 m de altitud) limitando con el barrio El Caribe (Figura 1). En esta zona, la vegetación es secundaria temprana, no presenta fuentes hídricas cercanas y es común la presencia de personas en la zona, las cuales realizan caminatas por los senderos (Parcela 2). Por último, la tercera zona se encuentra en el oriente del bosque (05°04'44.9" N, 075°29'30.3" W y entre 2131 y 2212 m de altitud), contigua al barrio Bengala (Figura 1). En esta zona, la vegetación es secundaria temprana y presenta varias señales de deforestación en algunos sectores, huertas urbanas y vestigios de deslizamientos pasados. Al igual que en la segunda zona, es común la presencia de personas transitando el bosque (Parcela 3). Con base en lo propuesto por Gómez-Ruiz *et al.* (2016), se determinó visualmente el grado de perturbación de cada una de las áreas, a partir del tipo de cobertura vegetal y sus agentes externos. De esta manera, se estableció que la primera zona cuenta con perturbación baja, la segunda con perturbación media y la tercera con perturbación alta.

Fase de campo y herbario

Se establecieron tres parcelas de 0.1 ha (Gentry, 1982), una en cada una de las tres zonas, distribuidas en cinco transectos de 50 x 4 m, para un total de 0.3 ha de muestreo.

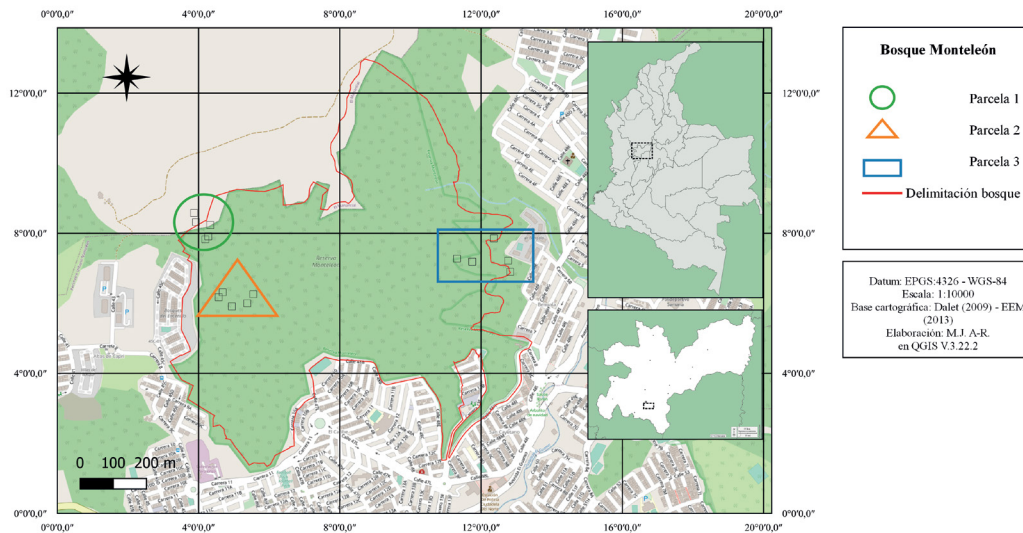


Figura 1. Mapa de localización del área de estudio del bosque Montealeón (delimitado en rojo), representando las parcelas (figuras geométricas) y los transectos (cuadrados dentro de cada parcela).

Los polígonos en gris reflejan el casco urbano y las propiedades privadas aledañas al bosque.

En cada parcela se registraron los individuos de hábito arbóreo y lianas con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual que 2.5 cm. El DAP se midió a 1.3 m del suelo (Mendoza-Cifuentes, 2008). Se registró el valor de la circunferencia a la altura del pecho y la altura total de cada individuo, así como su determinación taxonómica. La recolección de los ejemplares botánicos se realizó de acuerdo con las metodologías propuestas por Forero (1977) y Alexiades (1996).

El procesamiento y la determinación taxonómica se llevaron a cabo en el Herbario de la Universidad de Caldas (FAUC), de acuerdo con los protocolos establecidos por Villareal *et al.* (2004). Para la confirmación de las especies, se revisó la colección del Herbario de la Universidad de Antioquia (HUA) y la colección virtual del Herbario Nacional Colombiano (COL) (ICN 2004), además de bibliografía especializada (*e.g.* Gentry, 1993; Mendoza & Ramírez, 2006; Lehnert, 2009; García-Ruenes & Alzate-Guarín, 2021). Los nombres científicos se validaron con la lista de referencia de plantas vasculares de *Plants of the World Online* (POWO, 2023).

Análisis de datos

Composición y estructura florística

Se analizó la estructura florística de cada una de las parcelas estudiadas en las tres zonas del bosque, así como la estructura de las tres parcelas en conjunto. Se obtuvieron datos de la composición florística, las clases diamétricas y el índice de valor de importancia (IVI). Además, las parcelas se compararon y se estimó su relación con base en sus variables estructurales. Para el cálculo del IVI, se determinó el área basal mediante la ecuación $AB = \pi(DAP)^2 / 4$ (Franco-Rosselli *et al.*, 1997). Para cada especie, se calculó la densidad relativa DeRel (número de individuos por especie/número total de individuos en la comunidad) x 100, la frecuencia relativa

FreRel (número de parcelas en las que se encuentra la especie/número de parcelas totales) x 100 (Rangel-Ch. & Velásquez, 1997) y la dominancia relativa DoRel (ΣAB de todos los individuos de la especie/ ΣAB de toda la comunidad). El IVI se calculó como la sumatoria de DeRel, FreRel y DoRel. Por último, para las variables estructurales de área basal (AB) y altura, se probaron los supuestos paramétricos, en aras de evaluar las diferencias entre las parcelas respecto a estas variables estructurales ($p < 0.05$).

Diversidad alfa

La diversidad se midió en términos del número efectivo de especies qD (Hill, 1973; Jost, 2006; Cultid-Medina & Escobar, 2019), donde $q = 0$ corresponde a la riqueza de especies; $q = 1$ corresponde al número efectivo de especies igualmente comunes y es equivalente al exponencial de la entropía de Shannon; y $q = 2$ corresponde al número efectivo de especies dominantes y es equivalente al inverso del índice de Simpson (Jost, 2006, 2018). Esta aproximación permite medir la diversidad en términos de especies, lo cual facilita la interpretación en comparación con los índices tradicionalmente utilizados (Moreno *et al.*, 2011; Jost, 2018). Según el protocolo de Chao y Jost (2012), se interpolaron las diversidades con respecto a la menor cobertura de muestreo y se graficaron los resultados como un perfil de diversidad para cada parcela. Estos índices de diversidad y sus intervalos de confianza (IC 95 %) (Cumming *et al.*, 2007) fueron estimados con el paquete *entropart* (Marcon & Herault, 2015).

Con el fin de evaluar el porcentaje de diversidad representada en las muestras de cada una de las parcelas y realizar comparaciones entre estas, se calculó la cobertura de muestreo (Chao & Jost, 2012; Cultid-Medina & Escobar, 2019) mediante la siguiente ecuación:

$$\hat{C}_n = \left(1 - \frac{f_1}{n} \left[\frac{(n-1)f_2}{(n-1)f_1 + 2f_2} \right] \right) * 100$$

donde f_1 es el número de especies de las cuales solo se registró un individuo durante el muestreo (*singletons*), f_2 es el número de especies con dos individuos (*doubletons*) y n es el número total de individuos registrados. Si $\hat{C}_n \approx 0$, existe una mínima completitud, y si $\hat{C}_n \approx 1$, existe una máxima completitud.

Diversidad beta

Con el fin de determinar el grado de diferenciación entre las parcelas (diversidad beta), se construyó un dendrograma con los datos de las abundancias de las especies, calculado con la medida de disimilitud de Bray-Curtis (D_{BC}) (Bray & Curtis, 1957) en el paquete *betapart* (Baselga & Orme, 2012). D_{BC} se separó en dos componentes: los cambios balanceados de las abundancias (D_{BC-bal}) y los gradientes de las abundancias (D_{BC-gra}) (Baselga, 2013). Además, con el objetivo de determinar si existen o no agrupamientos de los conjuntos de datos –y, en caso de que existan, conocer cómo se agrupan–, se realizó un análisis de agrupamiento mediante el método del *gap* estadístico en el paquete *cluster* (Maechler *et al.*, 2022). El análisis de agrupamiento se calculó considerando 100 conjuntos de datos aleatorios, que fueron simulados 100 veces para formar máximo dos *clusters*. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el *software* estadístico R (R Core Team, 2022).

RESULTADOS

Composición y estructura florística

Se registraron 941 individuos y 116 especies. La parcela con perturbación baja presentó el mayor número de especies (70 especies), mientras que la parcela de perturbación media registró el mayor número de individuos (380 individuos) y la parcela de mayor perturbación registró el menor número de especies e individuos, 46 y 268 respectivamente (Tabla 1). Las especies con mayor IVI fueron *Cecropia* sp. (26.60) en la parcela menos perturbada y *Hedyosmum goudotianum* (49.77, 27.38) en las parcelas con perturbación media y alta (Figura 2). Respecto a las clases diamétricas, en las tres parcelas se observó una mayor concentración de individuos en las primeras clases (Figura 3).

Tabla 1. Composición florística de cada parcela.

Zona	Composición florística			Estructura florística			Diversidad florística		
	Abundancia	Especies	Familias	Área basal (m ²)	Altura (m)	Ĉn	⁰ D	¹ D	² D
Parcela 1	293	70	32	0.0156 ± 0.0447 ^a	5.693 ± 4.729 ^{ac}	88%	70.0 ± 20.5 ^a	35.46 ± 6.83 ^a	21.96 ± 4.37 ^a
Parcela 2	380	55	28	0.0078 ± 0.0154 ^b	5.737 ± 3.981 ^b	95%	36.67 ± 7.39 ^b	14.26 ± 2.47 ^b	7.23 ± 1.16 ^b
Parcela 3	268	46	27	0.0107 ± 0.0208 ^b	5.678 ± 3.315 ^{bc}	93%	34.24 ± 7.26 ^b	18.63 ± 3.26 ^b	12.16 ± 2.19 ^c

Estructura florística de cada parcela, donde los valores del área basal y la altura son representados como media ± desviación estándar. Diversidad florística en cada parcela, donde $\hat{C}n$ corresponde a la cobertura de muestreo observada. ⁰D corresponde a la diversidad de Hill en cada parcela bajo una cobertura de muestreo del 88 %, donde el parámetro q corresponde a la sensibilidad del cálculo de las abundancias relativas de las especies (Jost, 2018). Las diversidades se representan como el número efectivo de especies, y los intervalos de confianza del 95 % se calculan a partir de 1000 simulaciones de *bootstrap* con la comunidad completa de cada parcela. Las letras como superíndices se refieren a las diferencias entre parcelas; diferentes letras entre dos parcelas significan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

Diversidad alfa

Se interpolaron las diversidades con respecto a la menor cobertura de muestreo (P1: $\hat{C}n = 88\%$). Los valores de diversidad (⁰D) fueron estimados según cada orden ($q = 0, 1, 2$) con sus intervalos de confianza (⁰D ± IC 95 %) (Tabla 1). Los valores de la diversidad (número efectivo de especies) en la parcela 1 fueron ⁰D 70.0 ± 20.5, ¹D 35.46 ± 6.83 y ²D 21.96 ± 4.37. En la parcela 2 fueron ⁰D 36.67 ± 7.39, ¹D 14.26 ± 2.47 y ²D 7.23 ± 1.16. Finalmente, en la parcela 3 fueron ⁰D 34.24 ± 7.26, ¹D 18.63 ± 3.26 y ²D 12.16 ± 2.19 (Figura 4a).

Diversidad beta

Se realizó un análisis de la diversidad beta (Figuras 4b-d): la variación de las abundancias de las especies (Figura 4b, D_{BC}) se particionó en la variación balanceada de las abundancias de las especies (Figura 4c, D_{BC-bal}) y en los gradientes de las abundancias de las mismas (Figura 4d, D_{BC-gra}). La distancia calculada por las medidas de disimilitud fue mínima entre las parcelas 2 y 3 para D_{BC} y D_{BC-bal} y mínima entre las parcelas 1 y 3 para

D_{BC-gra} . En el análisis de agrupamientos con el método del *gap* estadístico, no se detectó formación de grupos con significancia estadística.

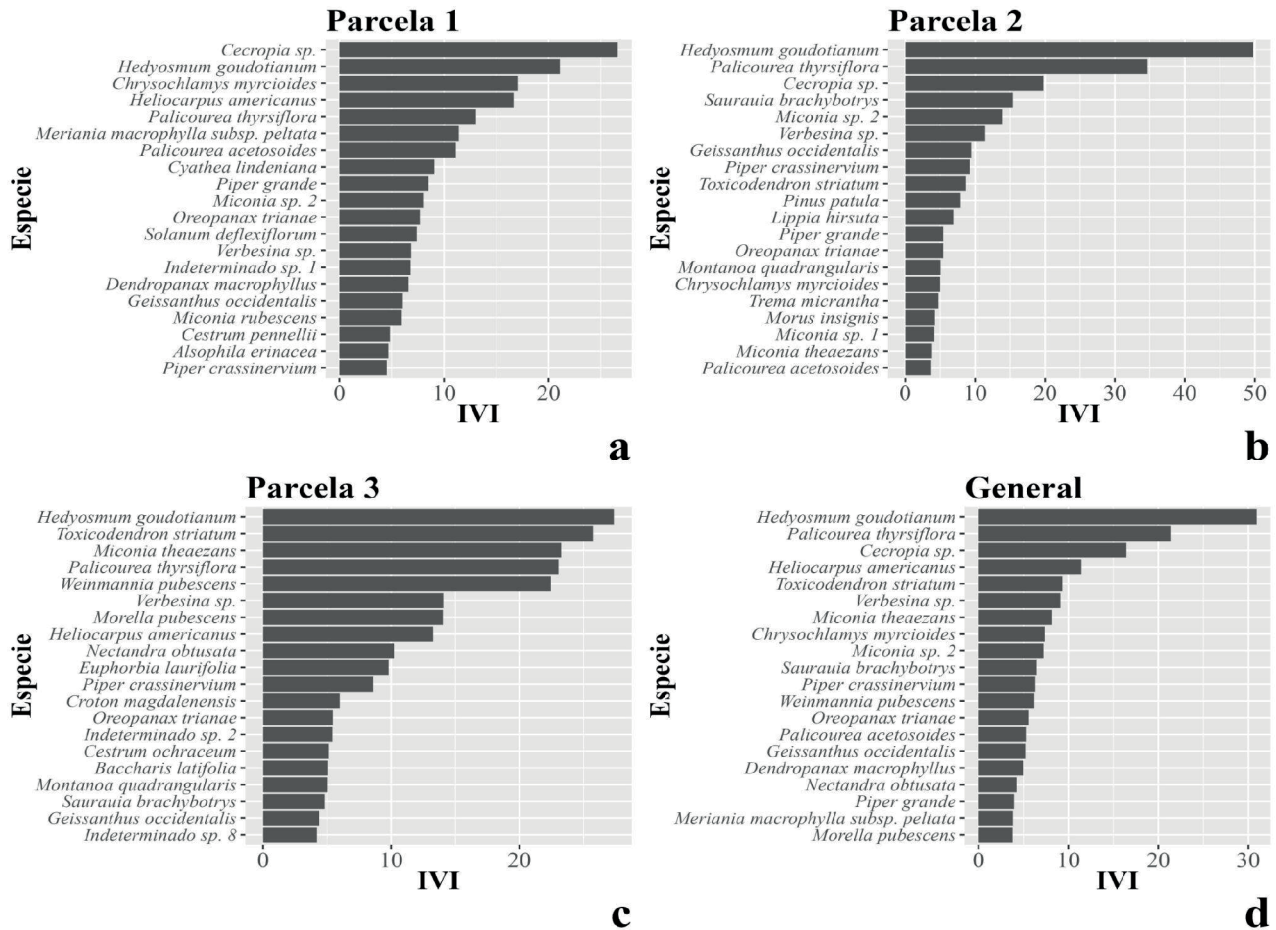


Figura 2. Las 20 especies con mayor índice de valor de importancia (IVI) en cada parcela y en general.

a) Especies con mayor IVI, parcela 1. b) Especies con mayor IVI, parcela 2. c) Especies con mayor IVI, parcela 3. d) Especies con mayor IVI en general

DISCUSIÓN

Composición y estructura florística

El número de individuos y especies de cada una de las parcelas (Tabla 1) fue similar a los resultados obtenidos en otros estudios de estructura florística en bosques subandinos en Colombia (Anexo 2). Al examinar las demás variables estructurales (Tabla 1), se encontró que la parcela 1 (perturbación baja) presentó una mayor área basal promedio, lo cual sugiere que esta zona está en un nivel de regeneración más avanzado (Fournier & Herrera, 1977). Aun así, las alturas en promedio fueron similares en las tres parcelas.

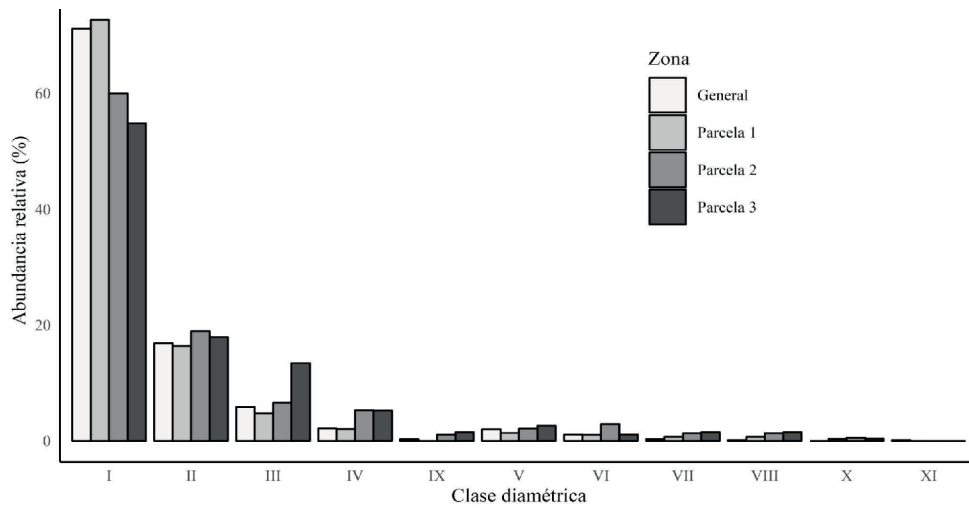


Figura 3. Abundancia relativa de las clases diamétricas en cada parcela y en general

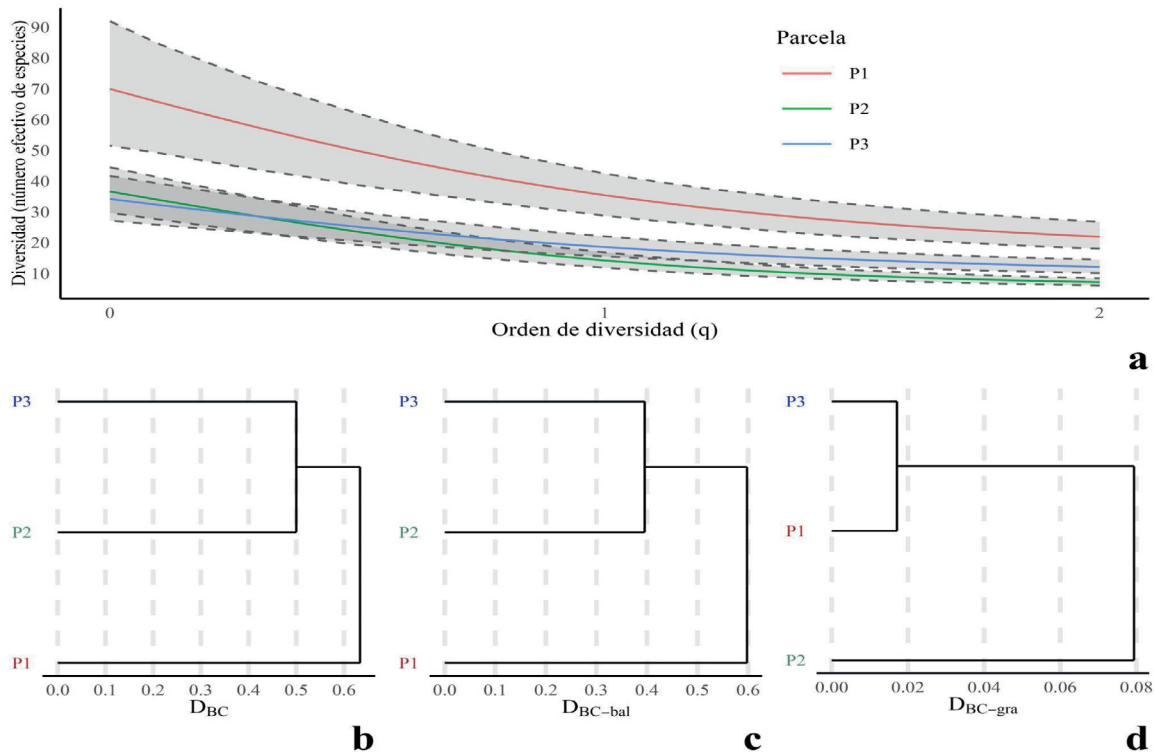


Figura 4. Diversidad alfa (a) y diversidad beta (b-d).

a) Perfil de diversidad alfa de cada una de las parcelas bajo una cobertura de muestreo del 88 %. Las regiones sombreadas corresponden a los intervalos de confianza del 95 %, calculados a partir de 1000 simulaciones de *bootstrap* con la comunidad completa de cada parcela. b) Dendrograma de agrupamiento basado en los coeficientes de disimilitud de Bray-Curtis para la variación de las abundancias de las especies (D_{BC}). c) Dendrograma de agrupamiento basado en la partición de la diversidad beta de los cambios balanceados de las abundancias de las especies (D_{BC-bal}). d) Dendrograma de agrupamiento basado en la partición de la diversidad beta de los gradientes de las abundancias de las especies (D_{BC-gra}). Parcela 1 (P1), parcela 2 (P2) y parcela 3 (P3)

Respecto al IVI calculado, ninguna especie concentra más del 20 % del IVI total (Figura 2). Además, las cinco especies con mayor IVI en general (*Hedyosmum goudotianum*, *Palicourea thyrsoiflora*, *Cecropia* sp., *Heliocarpus americanus* y *Toxicodendron striatum*) concentran el 29.8 % del IVI total, un porcentaje similar a los hallados en otros estudios (Dueñas *et al.*, 2007). Asimismo, Orozco-León y Ocampo-Calderón (2010) registraron que las especies con el mayor IVI en Monteleón fueron *Dendropanax* sp., *Piper crassinervium*, *Toxicodendron striatum* y *Cecropia telealba*, todas heliófitas durables, indicando que no existe aún un estado de madurez en el bosque.

En cada una de las parcelas, y de manera general, más del 50 % de los individuos se concentraron en la primera clase diamétrica (Figura 3), un aspecto que también se ha observado en otros estudios en el bosque Monteleón (Orozco-León & Ocampo-Calderón, 2010) y en otros bosques del país (Mosquera *et al.*, 2007; Yepes & Villa, 2010). Este comportamiento sugiere que el bosque está en un proceso de recuperación (Yepes & Villa, 2010; Martínez-Calderón *et al.*, 2021). En todas las parcelas se registra más del 60 % de las especies en esta primera clase diamétrica, lo cual refleja una alta heterogeneidad de especies que aportan al proceso de recuperación del bosque, dominado por las heliófitas durables (Sánchez *et al.*, 2007). Esto indica que el bosque presenta una capacidad natural de regeneración y de sucesión ecológica (Zotz & Andrade, 2002) para alcanzar un futuro estado de madurez (Finegan, 1992). En este sentido, Monteleón requiere de atención para su manejo y conservación (Guariguata & Ostertag, 2002). Se espera que este estudio sirva como base para el adecuado manejo y la toma de decisiones en función de su protección (Silva-Aparicio *et al.*, 2018; Martínez-Calderón *et al.*, 2021, Ángeles-García *et al.*, 2022), ya que, al conocer la composición, distribución y diversidad de especies de un área de interés, se pueden tomar acciones específicas que permitan la valoración ambiental, un mejor uso y un aprovechamiento de los recursos naturales, aspectos que apoyan la construcción de un adecuado plan de manejo para la conservación (Dirzo & Raven, 1994; Sánchez-Cordero *et al.*, 2001).

Diversidad alfa

En las tres parcelas, las coberturas de muestreo (\hat{C}_n) fueron similares entre sí y mayores al 80 % (Cultid-Medina & Escobar, 2019), pues se obtuvieron valores cercanos al 90 % ($\hat{C}_{n_1}=88$ %, $\hat{C}_{n_2}=95$ %, $\hat{C}_{n_3}=93$ %). Respecto a la riqueza (0D), se estiman 70 ± 20 especies en la parcela 1, 37 ± 8 especies en la parcela 2 y 35 ± 8 especies en la parcela 3, es decir, la parcela 1 presenta aproximadamente el doble de riqueza que las parcelas 2 y 3. Respecto al número de especies igualmente comunes (1D), en las parcelas 1, 2 y 3 se estiman 36 ± 7 , 15 ± 3 y 19 ± 4 especies respectivamente (Jost & González-Oreja, 2012), indicando que la parcela 1 puede ser aproximadamente el doble de diversa que la 2 y la 3. Respecto al número efectivo de especies dominantes (2D), en las parcelas se estiman 22 ± 5 , 8 ± 2 y 13 ± 3 especies respectivamente, que corresponden a las especies con las mayores abundancias. Así, se deduce que, según esta diversidad (2D), la comunidad con mayor dominancia es la de la parcela 2, y la comunidad con menor dominancia es la de la parcela 1. Este análisis refleja la amplia diferencia de diversidad que existe entre las parcelas, en especial en relación con la parcela 1, la más diversa de todas.

La diversidad de la parcela 1 (perturbación baja) es significativamente mayor que en las demás parcelas (Figura 4a), lo que puede deberse a la presencia de una quebrada como fuente de oferta hídrica (García-Martínez & Mercado-Gómez, 2017). Esta quebrada puede representar hábitats adecuados para especies de animales, los cuales podrían promover la dispersión de semillas en esta área menos perturbada. Este comportamiento,

donde la zona con perturbación baja presenta una mayor diversidad alfa, se ha registrado en otros estudios (Gómez-Ruiz *et al.*, 2016; Orozco-Agudelo & Sierra-Giraldo, 2022), lo que refleja un riesgo significativo de pérdida de especies de plantas para el bosque Monteleón, ya que la diversidad (0D , 1D y 2D) fue mayor en la parcela 1, la cual, a pesar de presentar la menor perturbación, está más expuesta a la fragmentación, pues tiene diferentes proyectos urbanísticos a su alrededor (Alcaldía de Manizales, 2018).

En la Figura 4a se observa un descenso significativo del número efectivo de especies a medida que aumenta q , lo que podría sugerir un alto grado de dominancia en las comunidades (Jost, 2006). Lo anterior se puede complementar con lo encontrado en la distribución de las clases diamétricas (Figura 3): el bosque se encuentra en un proceso de recuperación, y este estado lo hace más sensible a perturbaciones antropogénicas, pues las plantas de menor porte y grosor son las más frágiles ante acciones de deforestación, contaminación y senderismo, además de eventos naturales de deslizamiento de tierra, que no son raros en Monteleón (El Tiempo, 1993).

Diversidad beta

Según el método del *gap* estadístico no se encontraron agrupamientos, es decir, no se pueden agrupar las terminales del dendrograma entre sí (Baselga, 2013). Este análisis sugiere que el recambio de las abundancias de las especies (D_{BC-bal}) representa mejor la variación de las abundancias de las comunidades (diversidad beta) que los gradientes de las abundancias entre las comunidades (D_{BC-bal}). Así, entre las comunidades, los individuos de las especies que se pierden son en su mayoría sustituidos por individuos de otras especies, y un pequeño porcentaje de individuos se pierde sin sustitución. Este aspecto refleja en gran medida la resiliencia del bosque y su proceso de sucesión, pero también indica que algunos individuos de ciertas especies se están perdiendo sin ser reemplazados. Esto puede estar relacionado con las actividades de extracción de plantas ornamentales (Echeverri, 1993) y con la tala selectiva de especies arbóreas que se han observado en el área de estudio (Restrepo de Fraume *et al.*, 1990, Echeverri, 1993; Duque-Salazar *et al.*, 2000). No obstante, entre las parcelas, las comunidades fueron disímiles, principalmente debido a las variaciones balanceadas de las abundancias. Si se tiene en cuenta solo el gradiente de las abundancias, la disimilitud fue mayor entre las parcelas 1 y 2 que entre la 1 y la 3. Esto quiere decir que los individuos de las especies que se están perdiendo entre las parcelas 1 y 2 están siendo menos reemplazados que los individuos de las especies que se están perdiendo entre la 1 y la 3. Así, puede que la extracción de plantas ornamentales y la tala selectiva de árboles sea mayor en la zona de las parcelas 1 y 2 que en la de la 2 y la 3, si bien haría falta más evidencia para esta deducción. En caso de ser verdadera, esta información permitiría a las autoridades ambientales conocer cómo se están distribuyendo las afectaciones antropogénicas en el bosque, a fin de promover su conservación.

CONCLUSIONES

La parcela con perturbación baja fue la que presentó mayor área basal promedio, mayor riqueza (0D), mayor número de especies igualmente comunes (1D) y mayor número de especies dominantes (2D), es decir, la parcela con menor perturbación presentó la mayor diversidad alfa. Según el análisis de la diversidad beta, se

puede deducir que, aunque entre las comunidades los individuos de las especies que se pierden son en su mayoría sustituidos por individuos de otras especies, un pequeño porcentaje de individuos se está perdiendo sin ser sustituido, probablemente debido a la extracción de plantas ornamentales y la tala selectiva, que podría ser mayor en la zona de las parcelas 1 y 2.

Monteleón está en un proceso de recuperación natural, lo cual hace urgente desarrollar un plan de manejo efectivo para cada una de sus coberturas vegetales, priorizando su conectividad con otros bosques (*e.g.* Los Yarumos, El Águila y Río Blanco). Esto, sumado con la prohibición de la extracción de plantas ornamentales y la tala selectiva, el desarrollo de estrategias de educación y adecuación del bosque para la comunidad y procesos de restauración ecológica acompañados de monitoreos.

AGRADECIMIENTOS

A la Vicerrectoría de Investigaciones y Posgrados de la Universidad de Caldas por financiar este proyecto (código 0126121). A los integrantes del Semillero de Investigación en Plantas y Afines Phytos por su apoyo, especialmente a Brandon Gallego, Daniel Giraldo, Diana Puetate, Johana Zárate y César Duque. A Laura Cuervo por complementar las ideas sobre fragmentación ecológica. A los directores y curadores de los herbarios FAUC y HUA por permitirnos revisar sus colecciones. A los diferentes especialistas que apoyaron y confirmaron la determinación taxonómica, a saber: Jáider Jiménez (Araliaceae), Angy Caro (Clusiaceae), Ana María Trujillo (Fabaceae), Camilo Sánchez (Lauraceae), Mauricio Posada y Steven Murillo (Melastomataceae), Ricardo Callejas (Piperaceae), Heriberto David (Rubiaceae), Juan David Tovar (Solanaceae), Andrés Felipe Bohórquez y Santiago Guzmán (varias familias). A Jairo Orozco por su apoyo en el establecimiento de parcelas y el prensado de muestras. A Giovanni Blandón por compartirnos emotivamente la situación socioambiental del bosque. A Jorge Mario Herrera por su asesoría en la sección de diversidad florística y la revisión del manuscrito. Por último, queremos agradecer a los dos revisores anónimos por sus útiles comentarios que enriquecieron el manuscrito.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN POR AUTOR

D.G-D., J.A.P-L. y M.J.A-R. formularon la investigación y determinaron taxonómicamente los especímenes. D.G-D., J.A.P-L., M.J.A-R. y J.A.S-G. llevaron a cabo el trabajo en campo y la recolección de datos. J.A.P-L. y M.J.A-R. sistematizaron la información. J.A.S-G. y C.F-H. comentaron los borradores del manuscrito y aportaron a su elaboración. D.G-D. ideó la investigación, realizó el análisis estadístico y redactó el manuscrito. M.J.A-R. elaboró el mapa de localización del bosque, y C.F-H. gestionó y dirigió la investigación. Todos los autores revisaron y aprobaron la versión final del manuscrito.

REFERENCIAS

- Alcaldía de Manizales** (2018). *Oficio SCIA-246-218, Control y seguimiento de movimiento de tierras*. Secretaría de Planeación, Alcaldía de Manizales.
<https://manizales.gov.co/RecursosAlcaldia/201901041238160361.pdf>
- Alexiades, M. N.** (1996). Standard techniques for collecting and preparing herbarium specimens. *Advances in Economic Botany*, 10, 99–126.
<http://www.jstor.org/stable/43927613>
- Álvarez-Mejía, L. M., Sanín, D., Alzate-Quintero, N. F., Castaño-R., N., Mancera-Santa, J. C., & Gonzáles-Ocampo, G.** (2007). *Plantas de la región centro-sur de Caldas* (1ra ed.). Universidad de Caldas.
- Ángeles-García, A. Y., Suárez-Torres, J. J., Carrillo-Reyes, P., Peña-Joya, K. E., & Quijas, S.** (2022). Diversidad de plantas leñosas en el bosque tropical caducifolio y subcaducifolio de Sierra de Vallejo, Nayarit, México. *Botanical Sciences*, 100(1), 2-27.
<https://doi.org/10.17129/BOTSCI.2770>
- Ariza-Cortés, W., Toro-Murillo, J. L., & Lores-Medina, A.** (2009). Análisis florístico y estructural de los bosques premontanos en el municipio de Amalfi (Antioquia, Colombia). *Revista Colombia Forestal*, 12, 81-102.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2009.1.a07>
- Banhos, A., Hrbek, T., Sanaiotti, T. M., & Farias, I. P.** (2016). Reduction of genetic diversity of the Harpy Eagle in Brazilian tropical forests. *PLoS ONE*, 11(2), 0148902.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148902>
- Baselga, A.** (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6), 552-557.
<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>
- Baselga, A., & Orme, C. D. L.** (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 808-812.
<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T.** (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325-349.
<https://doi.org/10.2307/1942268>
- Castaño, J. H., Cardona Ramírez, D., & Botero, J. E.** (2010). Ecología del mono nocturno andino (*Aotus lemurinus*) en fragmentos de bosque subandinos de Colombia. En V. Pereira-Bengoa, P. R. Stevenson, M. L. Bueno & Fernando Nassar-Montoya (Eds.), *Primatología en Colombia: avances al principio del milenio* (1ra ed., pp. 69-90). Fundación Universitaria San Martín.

- Chao, A., & Jost, L.** (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533-2547.
<https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Cultid-Medina, C. A., & Escobar, F.** (2019). Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica. En C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 175-202). Libermex.
- Cumming, G., Fidler, F., & Vaux, D. L.** (2007). Error bars in experimental biology. *The Journal of Cell Biology*, *177*(1), 7-11.
<https://doi.org/10.1083/jcb.200611141>
- Dirzo, R., & Raven, P. H.** (1994). Un inventario biológico para México. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, *55*, 29-34.
<https://doi.org/10.17129/botsci.1444>
- Donovan, T. M., & Flather, C. H.** (2002). Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy. *Ecological Applications*, *12*(2), 364-374.
- Dueñas-C., A., Betancur, J., & Galindo-T., R.** (2007). Estructura y composición florística de un bosque húmedo tropical del Parque Nacional Natural Catatumbo Barí, Colombia. *Revista Colombia Forestal*, *10*(20), 26-39.
<https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2007.1.a02>
- Duque-Castrillón, C. A., & Sierra-Giraldo, J. A.** (2022). Estructura y diversidad florística de dos bosques andinos en el Resguardo Indígena Nuestra Señora Candelaria de La Montaña (Riosucio, Caldas, Colombia). *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural de La Universidad de Caldas*, *26*(2), 13-34.
<https://doi.org/10.17151/bccm.2022.26.2.1>
- Duque-Escobar, G.** (2015). *El desarrollo urbano y económico de Manizales*.
<https://godues.wordpress.com/2015/11/28/>
- Duque-Salazar, M. C., Alzate-Marín, J. J., & Otálvaro-Trejos, C. A. N.** (2000). *Problemática socio ambiental en la expansión urbana de Manizales* [Tesis de especialización, Universidad de Manizales].
- Echeverri-González, J.** (1993). Monteleón: relicto de selva andina en Manizales. *Anfora*, *1*(2), 45-53.
- El Tiempo** (1993, noviembre 30). *Montaña de lodo sepultó a 10 personas en Manizales*.
<https://www.eltiempo.com/archivo/documento/MAM-269493>
- Fahrig, L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *34*, 487-515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., Eigenbrod, F., Ford, A. T., Harrison, S. P., Jaeger, J. A. G., Koper, N., Martin, A. E., Martin, J.-L., Metzger, J. P., Morrison, P., Rhodes, J. R., Saunders, D. A., Simberloff, D., Smith, A. C., ... Watling, J. I.** (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230, 179-186.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- Finegan, B.** (1992). The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*, 47, 295-321.
- Forero, E.** (1977). Instrucciones para coleccionar plantas. *Notas Divulgativas (Instituto de Ciencias Naturales)*, 7, 1-29.
- Fournier O., L. A., & Herrera de Fournier, M. E.** (1977). La sucesión ecológica como un método eficaz para la recuperación del bosque en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 1(1), 23-29.
- Franco-Rosselli, P., Betancur, J., & Fernández-Alonso, J. L.** (1997). Diversidad florística en dos bosques subandinos del Sur de Colombia. *Caldasia*, 19(1), 205-234.
- García-Martínez, S., & Mercado-Gómez, J. D.** (2017). Diversidad de briófitos en fragmentos de bosque seco tropical, Montes de María, Sucre, Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 824-831.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.035>
- García-Morales, R., Moreno, C. E., & Bello-Gutiérrez, J.** (2011). Renovando las medidas para evaluar la diversidad en comunidades ecológicas: el número de especies efectivas de murciélagos en el sureste de Tabasco, México. *Therya*, 2(3), 205-215.
<https://doi.org/10.12933/therya-11-47>
- García-Ruenes, D. C., & Alzate-Guarín, F. A.** (2021). El género *Alchornea* (Euphorbiaceae) en el departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 22(2), 2-15.
<https://doi.org/10.21068/c2021.v22n02a01>
- Gentry, A. H.** (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. En M. K. Hecht, B. Wallace & G. T. Prance (Eds.), *Evolutionary Biology* (vol. 15, pp. 1-84). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1
- Gentry, A. H.** (1993). *A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru), with supplementary notes on herbaceous taxa*. University of Chicago Press.
- Gil-Fernández, E. A., Jiménez-Gómez, C., & Rivera-Gutiérrez, D. A.** (2018). *Análisis en la relación Desarrollo-Riesgo-Desastre, en la zona urbana del municipio de Manizales* [Tesis de pregrado, Universidad Católica de Manizales].
<https://repositorio.ucm.edu.co/handle/10839/2537>
- Gómez, D.** (2004). *Estructura y composición florística de los bosques premontanos del municipio de Anorí - Antioquia*. Corantioquia.

- Gómez-Ruiz, P. A., Tapia-Sedeño, A., Ramírez-García, B., Pinho, B. X., & Arroyo-Rodríguez, V.** (2016). Diferenciación florística a lo largo de un gradiente de perturbación antrópica en un paisaje tropical fragmentado. *The Mexican Naturalist*, 7, 1-5.
<https://doi.org/10.6084/M9.FIGSHARE.2068728.V1>
- González-Plazas, J. L.** (2009). Estado actual de la periurbanización y el hábitat periurbano en Manizales (Colombia). *Cuadernos de Vivienda y Urbanismo*, 2(3), 92-123.
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R.** (2002). Sucesión secundaria. En M. R. Guariguata & G.H. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de Bosques neotropicales* (pp. 591-623). Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Harrison, S., & Bruna, E.** (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? *Ecography*, 22(3), 225-232.
- Hill, M. O.** (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- ICN** (2004 y continuamente actualizado). *Instituto de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia*.
<http://www.biovirtual.unal.edu.co>
- Jiménez-García, R., Rojas-Giraldo, J. E., & Ochoa-Botero, M. I.** (2013). *Estructura Ecológica de Manizales 2013-2025*.
- Jost, L.** (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Jost, L.** (2018). ¿Qué entendemos por diversidad? El camino hacia la cuantificación. *Mètode Science Studies Journal*, 98, 39-45.
<https://doi.org/10.7203/metode.9.11472>
- Jost, L., DeVries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A., & Ricotta, C.** (2010). Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16, 65-76.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00626.x>
- Jost, L., & González-Oreja, J. A.** (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana*, 56(3-14), 3-14.
- Lehnert, M.** (2009). Resolving the *Cyathea caracasana* complex (Polypodiopsida: Cyatheaceae). *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde A, Neue Serie*, 2, 409-445.
- MacGregor-Fors, I., & Zuria, I.** (2019). Ciudades vivas: Biodiversidad en ambientes urbanos. En C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 113-127). Libermex.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., & Hornik, K.** (2022). *cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions*. R package version 2.1.4.

- Marcon, E., & Héroult, B.** (2015). Entropart: An R package to measure and partition diversity. *Journal of Statistical Software*, 67(8), 1–26.
<https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>
- Martínez-Calderón, V. M., Sosa-Ramírez, J., Siqueiros-Delgado, M. E., & Díaz-Núñez, V.** (2021). Composición, diversidad y estructura de especies leñosas en los bosques templados de Monte Grande, Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Acta Botánica Mexicana*, 128(e1829), 1-20.
<https://doi.org/10.21829/abm128.2021.1829>
- Méndez-Urbano, F., Sierra-Giraldo, J. A., Carlsen, M. M., Rodríguez-Rey, G. T., & Castaño-Rubiano, N.** (2022). *Anthurium caldasii*: A new species of Araceae from Colombia and its phylogenetic relationships with other black-spated *Anthurium* species. *Brittonia*, 74(4), 419-435.
<https://doi.org/10.1007/s12228-022-09722-y>
- Mendoza-Cifuentes, H.** (2008). *Compilación de los inventarios RAP de vegetación en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Mendoza, H., & Ramírez, B.** (2006). *Guía ilustrada de géneros Melastomataceae y Memecylaceae de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad del Cauca.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P.** (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249-1261.
- Mosquera-Ramos, L. J., Robledo-Murillo, D., & Asprilla-Palacios, A.** (2007). Diversidad florística de dos zonas de bosque tropical húmedo en el municipio de Alto Baudó, Chocó-Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12(S), 75-90.
- Orozco-Agudelo, J. A., & Sierra-Giraldo, J. A.** (2022). *Dinámicas de reclutamiento, mortalidad, diversidad y crecimiento de la vegetación vascular en restauración ecológica* [Presentación en simposio]. Experiencias en Restauración Ecológica “Desde La Investigación a Los Procesos Comunitarios”, Universidad de Caldas, Serviambientales e Isagen, Manizales, Colombia.
- Orozco-León, E. M., & Ocampo-Calderón, Y.** (2010). *Evaluación del estado actual de la estructura y composición de la flora del Parque Regional Natural Monteleón (Manizales - Caldas) debido a la reducción de su área por tala* [Tesis de pregrado, Universidad de Caldas].
- Pérez-Restrepo, M. del P.** (2017). *Plan de ordenamiento territorial de Manizales 2017-2031*. Alcaldía de Manizales.
- Posada-Herrera, J. M. (2013). Novedades corológicas de la familia Melastomataceae para el departamento de Caldas, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 17(2), 38-43.
<https://revistasoj.s.ucaldas.edu.co/index.php/boletincientifico/article/view/4484>
- POWO** (2023). *Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew.*
<http://www.plantsoftheworldonline.org/>

R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Ramírez-Salazar, D. C. (2012). *Caracterización florística y usos de la flora en la reservas forestales El Popal-Bolonias, La Linda y el área La Camelia en el Departamento de Caldas*. Fundación Pangea, Manizales.

Rangel-Ch., J. O., & Velázquez, A. (1997). Métodos de estudio de la vegetación. En J. O. Rangel-Ch., P. D. Lowy C. & M. Aguilar P. (Eds.), *Colombia diversidad biótica II. Tipos de vegetación en Colombia* (pp. 59-82). Universidad Nacional de Colombia.

Restrepo de Fraume, M., Álvarez-Mejía, L. M., & Gallego-Aristizábal, J. H. (1990). Monteleón, relicto de selva andina tropical de Manizales, Colombia. *Revista Agronomía*, 4(1), 24-35.

Ríos-Málaver, C. (2007). Riqueza de especies de Mariposas (Hesperioidea & Papilionoidea) de la quebrada “El Águila” Cordillera Central (Manizales, Colombia). *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 11, 272-291.

Ríos-Málaver, C. (2008). *Mariposas (Hesperioidea y Papilionoidea) en un gradiente altitudinal de la reserva protectora de Río Blanco, Cordillera Central (Manizales, Colombia) (Informe número 1)*. Tropical Andean Butterfly Diversity Project. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3247.1442>

Rojas-Morales, J. A., Escobar-Lasso, S., & Gutiérrez-Cárdenas, P. D. A. (2011). Contribución al conocimiento de los anfibios de la región Centro-Sur de Caldas: primeros registros de ranas de cristal (Anura: Centrolenidae) para el municipio de Manizales, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural de La Universidad de Caldas*, 15(1), 75-83.

Rudas, G., Marcelo, D., Armenteras, D., Rodríguez, N., Morales, M., Delgado, L. C., & Sarmiento, A. (2007). *Biodiversidad y actividad humana: relaciones en ecosistemas de bosque subandino en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Sánchez, F., Sánchez-Palomino, P., & Cadena, A. (2004). Inventario de mamíferos en un bosque de Los Andes Centrales de Colombia. *Caldas*, 26(1), 291-309.

Sánchez-Cordero, V., Townsend Peterson, A., & Escalante-Pliego, P. (2001). El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. En H. Hernández (Ed.), *Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad* (pp. 359-379). Instituto de Biología, UNAM.

Sánchez, O., Islebe, G.A., & Valdez, M. (2007). Flora arbórea y caracterización de gremios ecológicos en distintos estados sucesionales de la selva mediana de Quintana Roo. *Foresta Veracruzana*, 9(2), 17-26.

- Sanín, D., Mancera-Santa, J. C., Castaño-Rubiano, N., Alzate-Q., N. F., Gonzáles-O., G., & Álvarez-M., L. M.** (2006). Catálogo preliminar de plantas vasculares de la Reserva Forestal Protectora "Río Blanco" (Manizales, Caldas, Colombia). *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural de La Universidad de Caldas*, 10, 19-44.
- Sierra-Giraldo, J. A., & Sanín, D.** (2014). Aráceas de un bosque premontano en la cordillera central de Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural de La Universidad de Caldas*, 18(2), 17-27.
- Silva-Aparicio, M., Castro-Ramírez, A. E., Castillo-Campos, G., & Perales-Rivera, H.** (2018). Estructura de la vegetación leñosa en tres áreas con Selva Baja Caducifolia en el Istmo-Costa de Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 863-879.
- Stevenson, P. R., & Aldana, A. M.** (2008). Potential effects of ateline extinction and forest fragmentation on plant diversity and composition in the Western Orinoco Basin, Colombia. *International Journal of Primatology*, 29(2), 365-377. <https://doi.org/10.1007/s10764-007-9177-x>
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., & Umaña, A. M.** (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de investigación Alexander von Humboldt.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H., & Dobson, A. P.** (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. En M. E. Soulé (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (pp. 237-256). Sinauer Associates, Inc.
- Yepes, A. P., & Villa, J. A.** (2010). Sucesión vegetal luego de un proceso de restauración ecológica en un fragmento de bosque seco tropical (La Pintada, Antioquia). *Revista Lasallista de Investigación*, 7(2), 24-34.
- Zotz, G., & Andrade, J. L.** (2002). La ecología y la fisiología de las epífitas y hemiepífitas. En M. R. Guariguata & G.H. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de Bosques neotropicales* (pp. 271-296). Editorial Tecnológica de Costa Rica.

ANEXOS

Anexo 1. Especies de plantas incluidas en este estudio. Para cada especie, se presenta la abundancia (Ab) y el índice de valor de importancia (IVI) en la parcela 1 (P1), la parcela 2 (P2) y la parcela 3 (P3).

Especie	Familia	P1		P2		P3	
		Ab	IVI	Ab	IVI	Ab	IVI
<i>Acalypha platyphylla</i>	Euphorbiaceae	2	2.21				
<i>Aegiphila grandis</i>	Lamiaceae	1	1.56				
<i>Aiouea dubia</i>	Lauraceae			2	2.74		
<i>Alchornea glandulosa</i>	Euphorbiaceae	1	3.63			1	2.23
<i>Alchornea grandiflora</i>	Euphorbiaceae			1	1.22		
<i>Allophylus</i> sp.	Sapindaceae	2	1.70				
<i>Alsophila erinacea</i>	Cyatheaceae	6	4.67				
<i>Aphelandra runcinata</i>	Acanthaceae	5	2.55				
<i>Baccharis latifolia</i>	Asteraceae					5	5.07
<i>Billia rosea</i>	Sapindaceae	2	2.25				
<i>Brunellia sibundoya</i>	Brunelliaceae					1	2.37
<i>Buddleja bullata</i>	Scrophulariaceae	1	1.80				
<i>Casearia mariquitensis</i>	Salicaceae	1	1.27				
<i>Casearia</i> sp.	Salicaceae	1	1.14				
<i>Cavendishia pubescens</i>	Ericaceae	1	1.23				
<i>Cecropia</i> sp.	Urticaceae	5	26.60	8	19.75		
<i>Cestrum humboldtii</i>	Solanaceae					2	3.77
<i>Cestrum ochraceum</i>	Solanaceae			2	1.99	4	5.14
<i>Cestrum pennellii</i>	Solanaceae	4	4.84				
<i>Chrysochlamys dependens</i>	Clusiaceae	1	1.14				
<i>Chrysochlamys myrcioides</i>	Clusiaceae	31	17.03	7	4.98	2	2.31
<i>Cinchona pubescens</i>	Rubiaceae	1	1.31				
<i>Clibadium trianae</i>	Asteraceae			1	1.22	1	1.75
<i>Croton magdalenensis</i>	Euphorbiaceae	1	2.51			2	6.00
<i>Cuatresia riparia</i>	Solanaceae	2	2.21				
<i>Cyathea conjugata</i>	Cyatheaceae			2	2.35		
<i>Cyathea lindeniana</i>	Cyatheaceae	9	9.08				
<i>Cyathea</i> sp.	Cyatheaceae	3	3.32				
<i>Dendropanax macrophyllum</i>	Araliaceae	3	6.59	3	2.48	4	3.32
<i>Duranta erecta</i>	Verbenaceae					2	3.61
<i>Duranta mutisii</i>	Verbenaceae			2	3.27		
<i>Euphorbia laurifolia</i>	Euphorbiaceae	1	1.20			3	9.80
<i>Ficus maxima</i>	Moraceae	1	2.57	1	1.28		
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	1	1.12				
<i>Geissanthus occidentalis</i>	Primulaceae	7	6.04	10	9.43	2	4.38
<i>Geissanthus</i> sp.	Primulaceae			1	1.22	1	1.82
<i>Guapira</i> sp.	Nyctaginaceae	1	1.67				
<i>Hedyosmum goudotianum</i>	Chloranthaceae	24	21.08	101	49.77	45	27.38
<i>Heliocarpus americanus</i>	Malvaceae	4	16.66	2	2.65	5	13.28
<i>Hieronyma</i> sp.	Phyllanthaceae	1	1.31				
<i>Hydrangea diplostemonia</i>	Hydrangeaceae					1	2.24

Especie	Familia	P1		P2		P3	
		Ab	IVI	Ab	IVI	Ab	IVI
<i>Inga</i> sp. 1	Fabaceae	1	1.18				
<i>Inga</i> sp. 2	Fabaceae	1	1.12				
<i>Inga</i> sp. 3	Fabaceae	1	1.12				
<i>Lippia hirsuta</i>	Verbenaceae			2	6.88		
<i>Mauria</i> sp.	Anacardiaceae					1	1.71
<i>Melastomataceae</i> sp.	Melastomataceae	2	2.32				
<i>Meliaceae</i> sp.	Meliaceae			3	3.04		
<i>Meriania macrophylla</i> subsp. <i>peltata</i>	Melastomataceae	18	11.40				
<i>Miconia</i> cf. <i>theaezans</i>	Melastomataceae	1	1.12				
<i>Miconia</i> sp. 2	Melastomataceae	7	8.00	16	13.85	4	3.19
<i>Miconia rubescens</i>	Melastomataceae	6	5.94				
<i>Miconia smaragdina</i>	Melastomataceae	4	3.16				
<i>Miconia</i> sp. 1	Melastomataceae			6	4.15		
<i>Miconia theaezans</i>	Melastomataceae	3	2.55	5	3.81	24	23.27
<i>Monochaetum multiflorum</i>	Melastomataceae					1	1.77
<i>Montanoa quadrangularis</i>	Asteraceae			2	5.04	1	5.03
<i>Morella pubescens</i>	Myricaceae					14	14.04
<i>Morus insignis</i>	Moraceae	2	2.47	3	4.23		
<i>Myrcia popayanensis</i>	Myrtaceae	5	4.09	1	1.24	3	2.58
<i>Nectandra obtusata</i>	Lauraceae	4	3.95	1	1.34	7	10.23
<i>Nectandra</i> sp. 1	Lauraceae	1	1.12				
<i>Nectandra</i> sp. 2	Lauraceae	1	1.16				
<i>Nectandra</i> sp. 3	Lauraceae	1	1.12				
<i>Ocotea</i> aff. <i>micans</i>	Lauraceae			1	1.43		
<i>Ocotea valeriana</i>	Lauraceae			1	1.93		
<i>Oreopanax trianae</i>	Araliaceae	7	7.69	6	5.41	7	5.47
<i>Palicourea acetosoides</i>	Rubiaceae	22	11.11	3	3.69	2	3.45
<i>Palicourea ovalis</i>	Rubiaceae	4	3.89	2	2.45		
<i>Palicourea thyrsoiflora</i>	Rubiaceae	25	13.04	87	34.60	40	23.06
<i>Pinus patula</i>	Pinaceae			2	7.90		
<i>Piper aduncum</i> var. <i>garcia-barrigae</i>	Piperaceae			1	1.22		
<i>Piper</i> cf. <i>pennellii</i>	Piperaceae	1	1.16				
<i>Piper crassinervium</i>	Piperaceae	6	4.52	18	9.22	14	8.57
<i>Piper grande</i>	Piperaceae	15	8.50	9	5.41		
<i>Prunus</i> sp.	Rosaceae			1	1.22		
<i>Psammisia</i> sp.	Ericaceae	1	1.14				
<i>Psychotria rufiramea</i>	Rubiaceae					2	2.21
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	1	1.12				
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	Rhamnaceae			1	1.58		
<i>Sapium stylare</i>	Euphorbiaceae			2	2.06		
<i>Sapotaceae</i> sp.	Sapotaceae			1	1.22		
<i>Saurauia brachybotrys</i>	Actinidiaceae	1	1.16	21	15.38	3	4.79
<i>Saurauia</i> sp. 1	Actinidiaceae			1	1.61		
<i>Saurauia</i> sp. 2	Actinidiaceae			1	1.59		
<i>Siparuna aspera</i>	Siparunaceae	2	2.50	2	2.53		
<i>Siparuna</i> sp.	Siparunaceae			2	2.47		

Especie	Familia	P1		P2		P3	
		Ab	IVI	Ab	IVI	Ab	IVI
<i>Solanaceae</i> sp.	Solanaceae			2	2.48		
<i>Solanum aphyodendron</i>	Solanaceae	1	1.12	1	1.27	1	2.08
<i>Solanum cf. aphyodendron</i>	Solanaceae	2	1.57				
<i>Solanum deflexiflorum</i>	Solanaceae	11	7.38	2	2.53	2	2.14
<i>Sphaeropteris quindiuensis</i>	Cyatheaceae	1	1.40				
<i>Styrax cordatus</i>	Styracaceae	1	1.12			1	1.79
<i>Symplocos serrulata</i>	Symplocaceae					1	1.72
<i>Tournefortia scabrida</i>	Boraginaceae			3	2.80	2	2.13
<i>Toxicodendron striatum</i>	Anacardiaceae	1	1.25	9	8.66	13	25.78
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae			2	4.74		
<i>Turpinia occidentalis</i>	Staphyleaceae	1	1.12			1	1.84
<i>Varronia spinescens</i>	Boraginaceae			1	2.35	1	1.79
<i>Verbesina</i> sp.	Asteraceae	2	6.84	11	11.41	15	14.07
<i>Weinmannia pubescens</i>	Cunoniaceae	2	2.96			20	22.46
<i>Indeterminado</i> sp. 1	Indeterminado	1	1.31				
<i>Indeterminado</i> sp. 2	Indeterminado	1	3.56			2	5.44
<i>Indeterminado</i> sp. 3	Indeterminado			1	2.69		
<i>Indeterminado</i> sp. 4	Indeterminado			1	2.94		
<i>Indeterminado</i> sp. 5	Indeterminado			1	3.56		
<i>Indeterminado</i> sp. 6	Indeterminado			1	2.50		
<i>Indeterminado</i> sp. 7	Indeterminado					1	3.87
<i>Indeterminado</i> sp. 8	Indeterminado					1	4.20
<i>Indeterminado</i> sp. 9	Indeterminado					1	2.54
<i>Indeterminado</i> sp. 10	Indeterminado	1	6.78				
<i>Indeterminado</i> sp. 11	Indeterminado	1	1.80				
<i>Indeterminado</i> sp. 12	Indeterminado	1	2.33				
<i>Indeterminado</i> sp. 13	Indeterminado			1	1.22		
<i>Indeterminado</i> sp. 14	Indeterminado					1	2.59
<i>Indeterminado</i> sp. 15	Indeterminado					1	1.73

Anexo 2. Estructura florística de algunos bosques subandinos de Colombia* a partir de datos de parcelas de 0.1 ha con individuos con DAP mayor o igual a 2.5 cm ordenados según la altitud promedio. *Clasificación de bosque subandino según [Rudas et al. \(2007\)](#).

Localidad (Municipio, Departamento)	Individuos	Especies y morfoespecies	Altitud (m)	Referencia
Vereda Santa Gertrudis (Anorí, Antioquia)	328	121	1325-1460	Gómez (2004)
Vereda El Roble (Anorí, Antioquia)	535	145	1530-1560	Gómez (2004)
Guayabito (Amalfi, Antioquia)	388	150	1500-1800	Ariza-Cortés et al. (2009)
Vereda El Roble (Anorí, Antioquia)	333	133	1620-1765	Gómez (2004)
La Linda (Pensilvania, Caldas)	462	48	1900-2350	Ramírez-Salazar (2012)
La Camelia (Neira, Caldas)	813	103	1900-2450	Ramírez-Salazar (2012)
Parcela 1, Bosque Monteleón (Manizales, Caldas)	293	70	2134-2163	Este estudio
Parcela 3, Bosque Monteleón (Manizales, Caldas)	268	46	2131-2212	Este estudio
Parcela 2, Bosque Monteleón (Manizales, Caldas)	380	55	2167-2214	Este estudio
La Soledad (Riosucio, Caldas)	382	77	2280-2380	Duque-Castrillón & Sierra-Giraldo (2022)

