

Artículo original

## Diversidad taxonómica de hormigas en áreas verdes urbanas en una ciudad de tamaño medio en los Andes centrales de Colombia

### Taxonomic diversity of ants in urban green areas in a medium-sized city in the Central Andes of Colombia

✉ Andrés Felipe Grajales-Andica\*, ✉ Delly Rocío García-Cárdenas

Programa de Biología, Universidad del Quindío, Armenia, Quindío, Colombia

#### Resumen

La urbanización es uno de los mayores promotores de la pérdida de la biodiversidad, especialmente en regiones altamente diversas y urbanizadas, como los Andes colombianos. Por ello es fundamental estudiar el potencial de las áreas verdes urbanas para la conservación. En este estudio evaluamos y comparamos la diversidad taxonómica de hormigas en fragmentos de bosque y guadua, dos tipos de área verde inmersos en una matriz urbana en Armenia, Andes centrales de Colombia. Utilizando trampas de caída y cernido de hojarasca, se cuantificaron las diferencias en el número de especies nativas y exóticas, la diversidad alfa y beta y los grupos funcionales. Se recolectaron 65 especies de hormigas, agrupadas en 34 géneros y ocho subfamilias. En los fragmentos de bosque y guadua el número de especies nativas fue mayor que el de las exóticas. La diversidad alfa sólo evidenció diferencias en la riqueza de especies, en donde los fragmentos de bosque son significativamente más ricos. Los dos tipos de fragmentos evidenciaron una alta similitud en la composición de especies y grupos funcionales; el reemplazo de especies fue el principal componente en la determinación de la diversidad beta. Además, se registraron 17 grupos funcionales y los dos tipos de fragmentos compartieron 46 especies en 15 grupos funcionales. Los datos de este estudio sugieren que las áreas urbanas, en especial los fragmentos de bosque albergan una diversidad notable de especies de hormigas, que por su singularidad ameritan los esfuerzos de conservación y restauración.

**Palabras clave:** Ecología urbana; Fragmentos de bosque; Grupos funcionales; Especies nativas; Conservación.

#### Abstract

Urbanization is one of the major drivers of biodiversity decline, especially in highly diverse and urbanized regions such as the Colombian Andes. Therefore, understanding how green areas in cities have the potential for conservation is fundamental. Here we evaluated and compared the taxonomic diversity of ants in forest and guadua fragments, two types of green areas immersed in an urban matrix in Armenia, central Andes of Colombia. Differences in the number of native and exotic species, alpha and beta diversity, and functional groups were quantified using fall traps and leaf litter sifting. We collected 65 ant species grouped into 34 genera and eight subfamilies. In the forest and guadua fragments, the number of native species was higher than that of exotic species. Alpha diversity only showed differences in species richness, with forest fragments being significantly richer. The two types of fragments showed a high similarity in species composition and functional groups; species turnover was the main component determining beta diversity. We registered 17 functional groups, with 15 grouping 46 species shared by both types of fragments. These data suggest that urban areas, especially forest fragments, harbor an important diversity of ant species whose uniqueness merits conservation and restoration efforts.

**Keywords:** Urban ecology; Forest fragments; Functional groups; Native species; Conservation.

**Citación:** Grajales-Andica AF, García-Cárdenas DR. Diversidad taxonómica de hormigas en áreas verdes urbanas de una ciudad de tamaño medio en los Andes centrales de Colombia. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 48(187):281-297, abril-junio de 2024. doi: <https://doi.org/10.18257/racefyn.2549>

**Editor:** Elizabeth Castañeda

**\*Correspondencia:**

Andrés Felipe Grajales-Andica;  
afgrajalesandica@gmail.com

**Recibido:** 12 de enero de 2024

**Aceptado:** 8 de abril de 2023

**Publicado en línea:** 14 de mayo de 2024



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

## Introducción

La pérdida de hábitats naturales ocasionada por el aumento constante de la urbanización constituye uno de los mayores problemas para la conservación y diversidad de las especies (Grimm *et al.*, 2008; Faeth *et al.*, 2011; Reyes-López & Carpintero, 2014; Fenoglio *et al.*, 2020). La conversión de las áreas naturales a superficies impermeables resulta en la fragmentación, degradación y aislamiento de los hábitats naturales, que quedan inmersos en una matriz con diferentes usos antropogénicos (McKinney, 2002; MacGregor-Fors & Ortega-Álvarez, 2013), los cuales producen cambios en el clima, la hidrología local, la contaminación del aire y el suelo, así como la producida por el ruido y la luz artificial (Kalnay & Cai, 2003; Marín-Gómez, 2022).

Estos procesos generan estrés en las condiciones ambientales, lo que puede ocasionar una homogenización y reducción de la singularidad biológica de los ecosistemas locales (Deák *et al.*, 2016). A pesar de esto, en diversos estudios se ha señalado que las áreas verdes inmersas en las ciudades (es decir, fragmentos de bosque, parques, terrenos baldíos, jardines, entre otros) no son lugares aislados de la vida silvestre y que tienen potencial para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los entornos urbanos cuando hay una gestión adecuada (Guénard *et al.*, 2015; Lepczyk *et al.*, 2017). Sin embargo, dichas áreas de las ciudades son uno de los ecosistemas menos estudiados y comprendidos (Faeth *et al.*, 2011).

En Armenia, ciudad ubicada en los Andes centrales de Colombia, las áreas verdes que aún persisten están compuestas por dos tipos de coberturas principales: los fragmentos de bosque (FB), que exhiben una gran estructura y composición de especies vegetales, y los fragmentos de guadua (FG), dominados por *Guadua angustifolia* (Kunth, 1822), una especie de bambú neotropical gigante que, aunque crece de forma natural en esta región, es altamente invasiva y de rápida expansión, por lo cual desplaza y reduce los fragmentos de bosque nativos (Salazar-Montoya & Nieto-Cárdenas, 2005; Carvajal-Castro *et al.*, 2019). Así mismo, los pocos estudios sobre estos ecosistemas en entornos urbanos se han centrado en algunos vertebrados (Vanegas-Guerrero *et al.*, 2016; Carvajal-Castro *et al.*, 2019; Marín-Gómez, 2022), dejando de lado otros grupos de gran importancia, como los artrópodos.

Entre los artrópodos, las hormigas han tenido una atención particular en los ecosistemas urbanos (Santos, 2016). Se ha evidenciado que la urbanización favorece a las hormigas con características pioneras, por ejemplo, las que tienen hábitos omnívoros; estas especies tienen la capacidad de descubrir y dominar nuevos recursos alimenticios y son flexibles a la hora de la fundación de sus colonias (anidación) (Fenoglio *et al.*, 2020; Dáttilo & MacGregor-Fors, 2021), en tanto que la urbanización puede resultar desventajosa para las especies altamente especializadas, las cuales requieren medios de anidación o alimento específico, o son sensibles a la presencia de otras especies de hormigas agresivas (Uno *et al.*, 2010; Walter *et al.*, 2018). En este sentido, la urbanización puede llegar a amenazar a las especies nativas y favorecer a las exóticas (Walter *et al.*, 2018).

Por otro lado, la mayoría de los estudios sobre hormigas en ambientes urbanos se ha desarrollado en zonas templadas, en tanto que las investigaciones en las zonas tropicales han sido escasas (Santos, 2016; Brassard *et al.*, 2021; Ramos-Ortega & Guerrero, 2023; Forero-Chávez *et al.*, 2024), rasgo que dificulta la búsqueda de patrones, ya que los procesos ecológicos y las dinámicas de desarrollo urbano varían entre regiones; además, en las zonas tropicales hay una mayor diversidad de especies y ecosistemas (Luck & Smallbone, 2010; Carvajal-Castro *et al.*, 2019). Por ello es importante hacer estudios en regiones de gran diversidad, como los Andes colombianos, los cuales presentan, a su vez, altos niveles de urbanización (Macgregor-Fors & Ortega-Álvarez, 2013).

En dicho contexto, el objetivo de nuestro estudio fue comparar la diversidad taxonómica de hormigas en fragmentos de bosque (FB) y de guadua (FG), dos tipos de áreas verdes inmersas en una matriz urbana en Armenia, ciudad de tamaño medio ubicada en el departamento de Quindío, en los Andes centrales de Colombia. Se evaluó específicamente

si el número de especies exóticas y nativas de hormigas variaba según el tipo de área verde; si las diversidades alfa y beta diferían entre estos, y si los grupos funcionales de hormigas variaban entre los fragmentos de bosque y los de guadua.

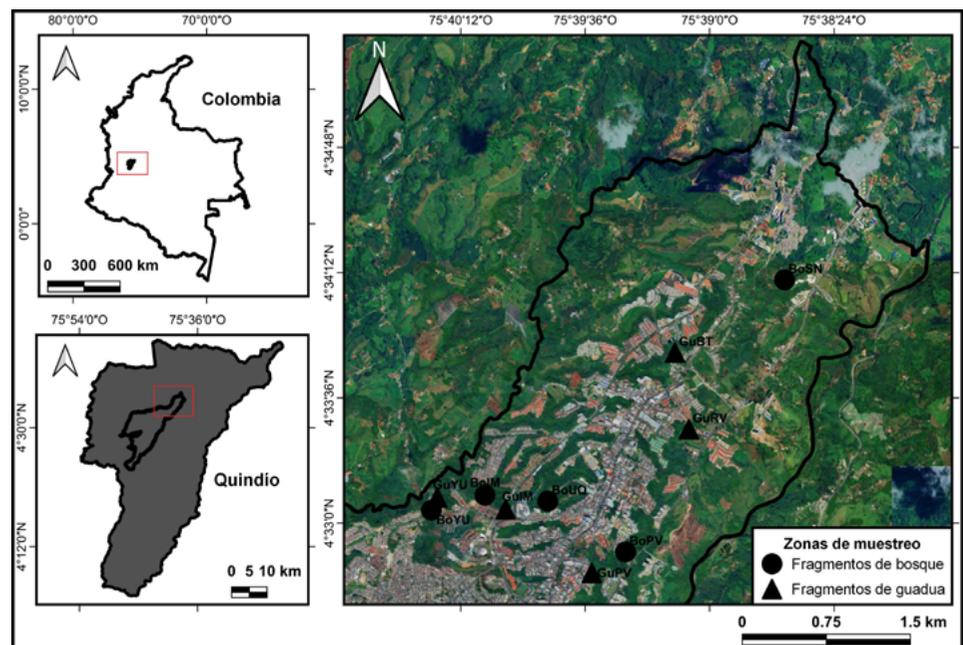
Se esperaba que los fragmentos de bosque, por su mayor complejidad estructural y diversidad de recursos, albergaran más especies nativas que exóticas; que los fragmentos de bosque presentaran una mayor diversidad alfa y una diversidad beta diferente a la de los fragmentos de guadua, y que los grupos funcionales de hormigas asociados con nichos específicos de hábitat tuvieran mayor representación en los fragmentos de bosque, en tanto que los de guadua albergarían una comunidad de hormigas con mayor proporción de especies exóticas y grupos funcionales generalistas. Nuestro estudio aspira a contribuir al conocimiento científico de la ecología urbana en Colombia, con miras a futuras aplicaciones prácticas en el diseño de estrategias de conservación y restauración en las ciudades.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

Armenia, capital del departamento de Quindío, se ubica en la vertiente occidental de la cordillera Central de los Andes de Colombia ( $4^{\circ}31'0.001''$  N;  $75^{\circ}39'59.975''$  O), entre los 1.200 y los 1.600 metros sobre el nivel del mar (**Figura 1**). La ciudad tiene un área municipal de 115 km<sup>2</sup> y una población de ~300.000 habitantes (**Marín-Gómez, 2022**). Su temperatura promedio es de 22 °C, la humedad relativa es del 80 % y la precipitación media anual de 2.163 mm; la zona está categorizada como bosque húmedo premontano (bmh-PM) (**IDEAM, 2014; Carvajal-Castro et al., 2019**).

Cerca del 30 % del área total de la ciudad está compuesta por corredores biológicos inmersos en la matriz urbana, configurados por dos tipos de áreas verdes o coberturas: fragmentos de bosques, es decir, áreas naturales que presentan una alta estructura (diferentes estratos arbóreos, arbustivos y herbáceos) y riqueza de especies vegetales, y los fragmentos de guadua dominados por la especie *Guadua angustifolia* (**Salazar-Montoya & Nieto-Cárdenas, 2005; Carvajal-Castro et al., 2019; Orozco et al., 2023**).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio en la vertiente occidental de la cordillera central de los Andes de Colombia

### ***Muestreo de hormigas y determinación taxonómica***

Se seleccionaron cinco fragmentos de bosque y cinco de guadua distribuidos en el norte de Armenia; cada fragmento se muestreó una vez entre noviembre del 2019 y diciembre del 2020. En cada fragmento se establecieron dos transectos lineales de 50 metros de longitud, separados entre sí por una distancia mínima de 50 metros. En cada transecto se establecieron seis estaciones de muestreo con diez metros de separación entre ellas. En cada estación se instaló una trampa de caída, activa durante 24 horas; se recogió 1 m<sup>2</sup> de hojarasca, que luego fue cernida y procesada en sacos mini-Winkler durante 48 horas para la extracción de las hormigas; así se obtuvieron 24 muestras por fragmento, 120 por cobertura (fragmentos de bosque y de guadua) y 240 en todo el estudio.

Los especímenes recolectados se preservaron en alcohol al 96 % y fueron separados inicialmente en morfoespecies. Posteriormente, la identificación taxonómica de las hormigas se hizo utilizando las claves especializadas, compiladas en **Fernández *et al.*** (2019), así como los recursos disponibles en **Antweb** (2021) y **AntWiki** (2021). Los especímenes fueron depositados en la Colección de Insectos de la Universidad del Quindío, CIUQ (permiso de colecta: ANLA, Resolución N° 01789).

### ***Análisis de datos***

*Especies nativas Vs. exóticas.* El origen de las especies (nativo o exótico) en la región se determinó con la información disponible en **AntWeb** (2021) y **AntWiki** (2021). Se utilizó una prueba no paramétrica de Wilcoxon para determinar si existían diferencias en la media del número de especies de hormigas nativas y exóticas en los fragmentos de bosque y guadua porque los datos de los fragmentos no cumplían con los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (prueba F para comparar varianzas): fragmentos de bosque (Shapiro-Wilk: 0,80357, p=0,01; prueba F: 0,0088106, p=0,0004), fragmentos de guadua (Shapiro-Wilk: 0,79558, p=0,01; prueba F: 0,050955, p=0,01).

*Diversidad alfa.* Para establecer y comparar la diversidad taxonómica de hormigas en los fragmentos de bosque y los de guadua se hizo un análisis mediante el número efectivo de especies (<sup>q</sup>D) (**Jost**, 2006), un enfoque que es equivalente a los números de Hill (**Hill**, 1973). El exponente *q* determina la influencia de la abundancia relativa de las especies en los valores de diversidad (**Jost**, 2006). Cuando el exponente *q* = 0, es decir, <sup>0</sup>D, los cálculos son insensibles a la abundancia de las especies y el resultado es equivalente al número de especies (esto es, la riqueza). Cuando *q* = 1, <sup>1</sup>D, los análisis dan mayor peso a las especies comunes y se obtiene un cálculo correspondiente al exponencial del índice de Shannon. Cuando *q* = 2, <sup>2</sup>D, el resultado refleja principalmente las especies más abundantes, por lo que el cálculo es equivalente al inverso del índice de Simpson (**Jost**, 2006; 2007).

Las expresiones de diversidad en los fragmentos de bosque y los de guadua se compararon mediante un análisis de cobertura de muestreo ( $\hat{C}_m$ ) (**Chao & Jost**, 2012). Este índice varía entre cero (mínima completitud) y uno (máxima completitud) para indicar la probabilidad de que un individuo capturado al azar pertenezca a una de las especies ya registradas en el muestreo. La cobertura de muestreo permite realizar comparaciones en función de una misma proporción de la comunidad (misma cobertura) y no de un tamaño igual de la muestra (**Chao & Jost**, 2012). Al expresar la diversidad como el número efectivo y comparar en la misma cobertura de muestreo, se cumple el principio de replicación y es posible calcular la magnitud de la diferencia de diversidad entre comunidades (**Jost**, 2006; **Chao *et al.***, 2020).

Debido a que las hormigas son insectos sociales que viven en colonias, las medidas de abundancia pueden resultar sesgadas por la proximidad a los nidos y sobreestimarse la presencia de ciertas especies, por ende, los individuos no se pueden considerar como unidades independientes; por ello la abundancia relativa de las especies de hormigas se estimó como la frecuencia de captura de cada una de las especies considerando la suma de las trampas de caída y las muestras de hojarasca en cada tipo fragmento (**Delabie *et***

*al.*, 2021). Se usó un intervalo de confianza de 95 % en cada expresión de diversidad ( ${}^0D$ ,  ${}^1D$ ,  ${}^2D$ ) como criterio estadístico en el que la ausencia de solapamiento entre los IC de 95 % indica diferencias significativas entre los valores de diversidad (Chao *et al.*, 2020). Dichos análisis se hicieron con el paquete iNEXT (Hsieh *et al.*, 2016) en el programa Rstudio®, versión 4.2.0 (RStudio Team, 2022) y el *script* obtenido de Méndez-Rojas *et al.* (2022).

*Distribución de abundancias.* Se elaboraron curvas de abundancia relativa para determinar los cambios en la estructura de los ensamblajes de hormigas y en las especies más frecuentes o dominantes en cada tipo de fragmento. En estas curvas la información relativa a los cambios en la distribución de la abundancia indica las diferencias en la uniformidad de las especies entre los ensamblajes (Magurran, 2005; Baena *et al.*, 2020).

*Diversidad beta.* La similitud de especies entre fragmentos de bosques y de guadua se comparó con el índice de diversidad beta basado en los lineamientos propuestos por Colwell *et al.* (2012). Este índice mide la relación entre la diversidad gama [ $D(HY)$ ] y la media de la diversidad alfa [ $D(H\alpha)$ ]; su ventaja con respecto a las medidas anteriores de diversidad beta es su independencia frente a las diferencias en los valores alfa de los hábitats comparados. Si este índice de diversidad beta tiende a ser igual a uno, significa que ambos hábitats (fragmentos de bosque y fragmentos de guadua) son similares en composición de especies; si el índice tiende a ser igual a dos, quiere decir que los hábitats son diferentes (Jost, 2007).

Además, para representar la ordenación de la composición de especies en los dos tipos de fragmentos, se recurrió a un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) basado en una matriz de disimilitud de Bray-Curtis, utilizando la frecuencia de captura como una medida de abundancia (Ramos-Ortega & Guerrero, 2023). También se hizo un análisis multivariado de permutación de varianza (PERMANOVA) con 999 interacciones de la matriz Bray-Curtis para evaluar diferencias significativas en la composición de especies entre fragmentos. Por último, se evaluó la propuesta de Baselga (2017), en la que la composición de especies o diversidad beta ( $\beta$ sor) puede surgir a partir de dos procesos diferentes y opuestos: ya sea por un proceso de anidamiento ( $\beta$ nes), es decir, especies de comunidades con menor riqueza son subconjuntos de comunidades con mayor riqueza, o por recambio espacial ( $\beta$ sim), cuando las especies presentes en una comunidad dada están ausentes en otra debido a que son reemplazadas. Los análisis NMDS y PERMANOVA se realizaron con el paquete *vegan* del programa Rstudio (Oksanen *et al.*, 2007), mientras que la partición de la diversidad beta en componentes de recambio y anidamiento se hizo con el paquete *betapart* (Baselga *et al.*, 2018).

*Grupos funcionales.* Se evaluó el cambio espacial de los grupos funcionales de hormigas en los dos tipos de fragmentos. Las especies se clasificaron en grupos funcionales considerando la propuesta para las hormigas neotropicales (Brandão *et al.*, 2012; Groc *et al.*, 2014; Koch *et al.*, 2019). Para las especies que no cuentan con información o que no pudieron ser identificadas a nivel de especie, la clasificación se basó en los hábitos registrados para el género. Una vez asignadas las especies a un grupo funcional, los dos tipos de fragmentos se compararon mediante el índice de similitud de Sørensen adaptado por Silvestre (2000), el cual incluye el número de grupos funcionales muestreados por fragmento y el número de especies presente dentro de cada grupo.

## Resultados

Se recolectaron 7.922 hormigas agrupadas en 65 especies, 34 géneros y ocho subfamilias (Tabla 1). La subfamilia Myrmicinae fue la que presentó mayor número de géneros (44 %) y especies (57 %), seguida de Ponerinae (15 %, 14 %) y Formicinae (15 %, 12 %). Los géneros con más especies o morfoespecies fueron *Pheidole* (9 spp.) y *Strumigenys* (7 spp.). Cerca del 74 % de los taxones se identificó a nivel de especie y los 17 restantes a nivel de género.

**Tabla 1.** Listado de especies de hormigas según su origen, grupos funcionales y frecuencia de captura registrada en los fragmentos urbanos de bosque y guadua en la ciudad de Armenia, Quindío, Colombia

Especies	Origen	Fragmentos de bosques	Fragmentos de guadua	Grupo funcional
<b>Amblyoponinae</b>				
<i>Fulakora agostii</i> (Lacau & Delabie, 2002)	Nativa	3	1	ESDQ
<i>Fulakora orizabana</i> (Brown, 1960)	Nativa	1	0	ESDQ
<b>Dolichoderinae</b>				
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	Nativa	1	5	OP
<i>Linepithema piliferum</i> (Mayr, 1870)	Nativa	0	9	OP
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	Exótica	2	7	OAS
<b>Ectatomminae</b>				
<i>Alfaria minuta</i> (Emery, 1896)	Nativa	5	6	DGHM
<i>Bazboltonia microps</i> (Borgmeier, 1957)	Nativa	7	6	DGHM
<i>Heteroponera inca</i> Brown, 1958	Nativa	0	6	DGHM
<i>Holcaponera bisulca</i> (Kempf & Brown, 1968)	Nativa	32	50	DGHM
<b>Formicinae</b>				
<i>Brachymyrmex heeri</i> Forel, 1874	Nativa	12	6	OP
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	Nativa	7	2	OP
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	Nativa	2	0	OP
<i>Camponotus simillimus</i> (Smith, 1862)	Nativa	1	0	OAS
<i>Camponotus sphenoidalis</i> Mayr, 1870	Nativa	2	0	OAS
<i>Myrmelachista zeledoni</i> Emery, 1896	Nativa	4	0	ET
<i>Nylanderia steinheili</i> (Forel, 1893)	Nativa	21	22	OGM
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	Exótica	0	1	OGM
<b>Myrmicinae</b>				
<i>Acanthognathus ocellatus</i> Mayr, 1887	Nativa	1	0	DD
<i>Adelomyrmex tristani</i> (Menozi, 1931)	Nativa	3	2	OP
<i>Atta cephalotes</i> (Linnaeus, 1758)	Nativa	4	3	CHC
<i>Carebara reticulata</i> Fernández, 2004	Nativa	22	20	OP
<i>Cephalotes</i> sp.1	Nativa	2	0	ET
<i>Crematogaster nigropilosa</i> Mayr, 1870	Nativa	10	1	ET
<i>Crematogaster obscurata</i> Emery, 1895	Nativa	1	1	ET
<i>Cyphomyrmex dexus</i> Snelling & Longino, 1992	Nativa	8	17	CHL
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	Nativa	0	5	CHL
<i>Cyphomyrmex vorticis</i> Weber, 1940	Nativa	2	2	CHL
<i>Myrmicocrypta urichi</i> Weber, 1937	Nativa	0	6	CHI
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	Nativa	13	12	EDH
<i>Octostruma onorei</i> (Baroni Urbani & De Andrade, 2007)	Nativa	15	6	EDH
<i>Octostruma stenoscapa</i> Palacio, 1997	Nativa	2	4	EDH
<i>Pheidole</i> sp.1	Nativa	12	2	OP
<i>Pheidole</i> sp.2	Nativa	32	25	OP
<i>Pheidole</i> sp.3	Nativa	69	27	OP

<i>Pheidole</i> sp.4	Nativa	30	54	OP
<i>Pheidole</i> sp.5	Nativa	35	45	OP
<i>Pheidole</i> sp.6	Nativa	1	0	OP
<i>Pheidole</i> sp.7	Nativa	9	8	OP
<i>Pheidole</i> sp.8	Nativa	4	2	OP
<i>Pheidole</i> sp.9	Nativa	2	9	OP
<i>Rhopalothrix ciliata</i> Mayr, 1870	Nativa	9	3	DP
<i>Rhopalothrix mandibularis</i> Guerrero & Grajales-Andica, 2024	Nativa	2	6	DP
<i>Rogeria belti</i> Mann, 1922	Nativa	6	3	OP
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	Nativa	80	75	OETM
<i>Solenopsis</i> sp.1	Nativa	11	2	OP
<i>Solenopsis</i> sp.2	Nativa	6	3	OP
<i>Strumigenys biolleyi</i> Forel, 1908	Nativa	5	6	DD
<i>Strumigenys connectens</i> Kempf, 1958	Nativa	1	0	DD
<i>Strumigenys gundlachi</i> (Roger, 1862)	Nativa	39	55	DD
<i>Strumigenys lanuginosa</i> Wheeler, 1905	Nativa	5	2	DD
<i>Strumigenys louisianae</i> Roger, 1863	Nativa	1	0	DD
<i>Strumigenys perparva</i> Brown, 1958	Nativa	2	1	DD
<i>Strumigenys raptans</i> (Bolton, 2000)	Nativa	9	5	DD
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	Nativa	12	0	OP
<b>Ponerinae</b>				
<i>Hypoponera distinguenda</i> (Emery, 1890)	Nativa	3	14	DHP
<i>Hypoponera parva</i> (Forel, 1909)	Nativa	5	6	DHP
<i>Hypoponera</i> sp.1	Nativa	2	4	DHP
<i>Leptogenys quadrata</i> Lattke, 2011	Nativa	1	0	ESDI
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille, 1802)	Nativa	6	7	DEGS
<i>Odontomachus erythrocephalus</i> Emery, 1890	Nativa	0	3	DEG
<i>Pachycondyla fuscoatra</i> (Roger, 1861)	Nativa	1	3	DEG
<i>Pachycondyla impressa</i> (Roger, 1861)	Nativa	5	7	DEG
<i>Rasopone ferruginea</i> (Smith, 1858)	Nativa	44	27	DGHM
<b>Proceratiinae</b>				
<i>Discothyrea horni</i> Menozzi, 1927	Nativa	9	6	ESDHA
<b>Pseudomyrmecinae</b>				
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	Nativa	1	0	ET

Grupos funcionales: CHC = cultivadoras de hongos cortadoras de hojas, CHI = cultivadoras de hongos inferiores, CHL = cultivadoras de hongos de levadura, DD = depredadoras dacetinas, DEG = depredadoras generalistas epigeas grandes, DEGS = depredadoras generalistas epigeas grandes y dispersoras de semillas, DGHM = depredadoras generalistas hojarasca/hipogeas tamaño medio, DHP = depredadoras generalistas hojarasca/hipogeas tamaño pequeño, EDH = especialistas de suelo depredadoras de otras hormigas, ESDHA = especialistas de suelo depredadoras de huevos de artrópodos, ESDI = especialistas de suelo depredadoras/forrajeadoras de isópodos, ESDQ = especialistas de suelo depredadoras de quilópodos, ET = especies turísticas, OAS = omnívoras arbóreas/suelo, OETM = omnívoras epigeas de tamaño grande/medio, OGM = omnívoras hojarasca/hipogeas tamaño medio, OP = omnívoras epigeas/hojarasca/hipogeas pequeña

Las muestras de los fragmentos de bosque presentaron el mayor número de especies (59) y las siguientes especies exclusivas (13): *Acanthognathus ocellatus* (Mayr, 1887), *Myrmelachista zeledoni* (Emery, 1896), *Brachymyrmex* sp. 2, *Pheidole* sp. 6, *Camponotus simillimus* (Smith, 1862), *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863), *Pseudomyrmex* sp. 1, *Cephalotes* sp. 1, *Leptogenys quadrata* (Lattke, 2011), *Camponotus sphenoidalis* (Mayr, 1870), *Fulakora orizabana* (Brown, 1960), *Strumigenys louisianae* (Roger, 1863), y *Strumigenys connectens* (Kempf, 1958). En contraste, los fragmentos de guadua contenían un menor número de especies (52) y solo seis especies exclusivas (6): *Linepithema piliferum* (Mayr, 1870), *Myrmicocrypta urichi* (Weber, 1937), *Paratrechina longicornis* (Latreille, 1802), *Cyphomyrmex rimosus* (Spinola, 1851), *Heteroponera inca* (Brown, 1958), y *Odontomachus erythrocephalus* (Emery, 1890).

*Especies nativas Vs. exóticas.* Se registró un mayor número de especies de hormigas nativas que de exóticas tanto en los fragmentos de bosque ( $z: -2,5863$ ;  $p=0,009$ ) como en los de guadua ( $z: -2,5456$ ;  $p=0,01$ ) (Figura 2). En los fragmentos de bosque la única especie exótica que se registró fue *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793), que también se registró en los fragmentos de guadua junto con *Paratrechina longicornis*.

*Diversidad alfa.* La cobertura de muestreo fue de 0,983 en los fragmentos de bosque y 0,992 en los de guadua. Los valores estimados y comparados bajo la misma cobertura de muestreo ( $\hat{C}_m: 0,983$ ) sugieren que en cuanto a la riqueza de especies ( $^0D$ ), los fragmentos de bosque son significativamente más ricos que los de guadua (Figura 3), en tanto que no hubo diferencias en el número efectivo de especies igualmente comunes ( $^1D$ ) ni en el de las más abundantes o frecuentes ( $^2D$ ) (Figura 3).

*Distribución de abundancias.* Las curvas del rango de abundancia muestran que unas pocas especies de hormigas se capturaron con mayor frecuencia en cada tipo de fragmento (Figura 4); sin embargo, en ambos tipos de fragmentos dominó *Solenopsis geminata* (Fabricius, 1804) (Figura 4); en los fragmentos de bosque también dominó *Pheidole* sp. 3, seguida por *Rasopone ferruginea* (Smith, 1858), *Strumigenys gundlachi* (Roger, 1862) y *Pheidole* sp. 5, en tanto que en los fragmentos de guadua dominaron *Pheidole* sp. 4, *S. gundlachi*, *Holcaponera bisulca* (Kempf & Brown, 1968) y *Pheidole* sp. 5 (Figura 4).

*Diversidad beta.* El índice de diversidad beta fue de 1,08; los fragmentos de bosque y de guadua compartieron cerca del 71 % de las especies, es decir, 46 de las 65 registradas. La ordenación NMDS basada en la composición de especies de hormigas diferenció los dos tipos de fragmentos bajo un stress de 0,15 (Figura 5), sin embargo, la prueba PERMANOVA no encontró diferencias significativas en la composición de especies entre los dos tipos de fragmentos ( $df: 9$ ;  $F: 1,51$ ;  $p=0,097$ ). El reemplazo de especies ( $\beta_{sim}$ ) fue el principal componente que determinó la diversidad beta en los dos tipos de fragmentos, con una mayor contribución en los de bosque que en los de guadua (Figura 6).

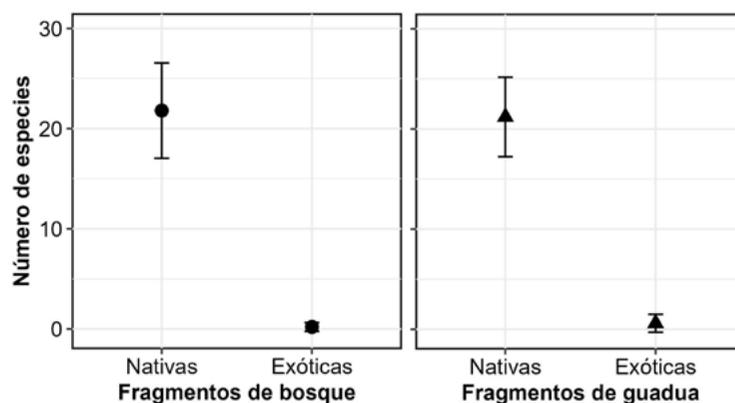
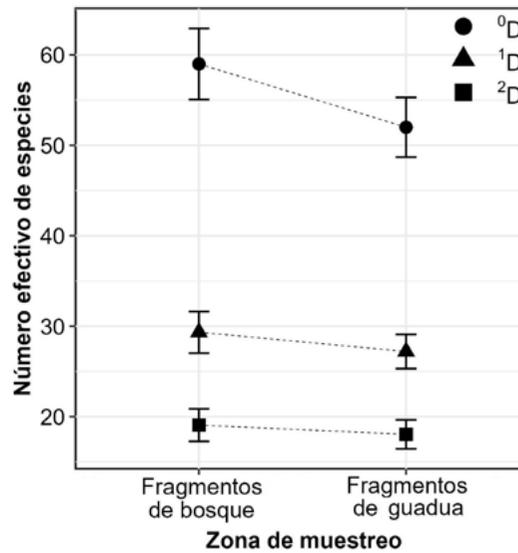
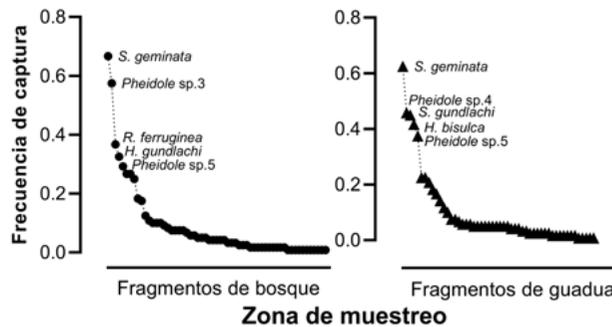


Figura 2. Relación entre el número de especies nativas y exóticas en los fragmentos de bosque y de guadua



**Figura 3.** Patrones de expresiones de diversidad ( $^{\circ}D$ ) de hormigas en los fragmentos de bosque y de guadua: riqueza de especies ( $^{\circ}D$ ), número efectivo de especies igualmente comunes ( $^1D$ ), número efectivo de especies dominantes ( $^2D$ ). La línea vertical indica el IC 95% por  $^{\circ}D$

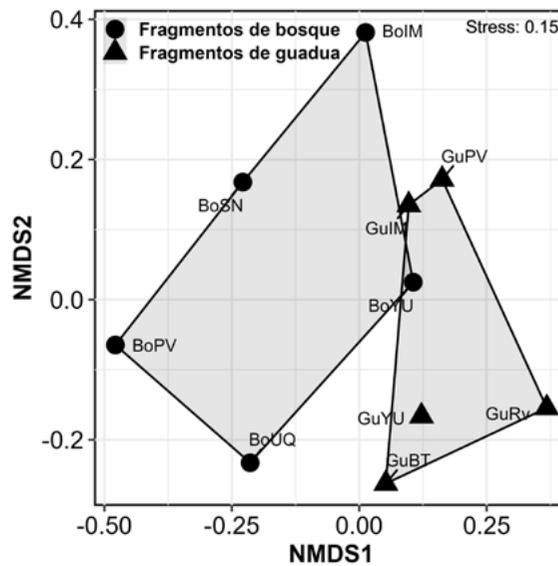


**Figura 4.** Curvas de abundancia relativa con base en la frecuencia de captura de hormigas para los fragmentos de bosque y de guadua

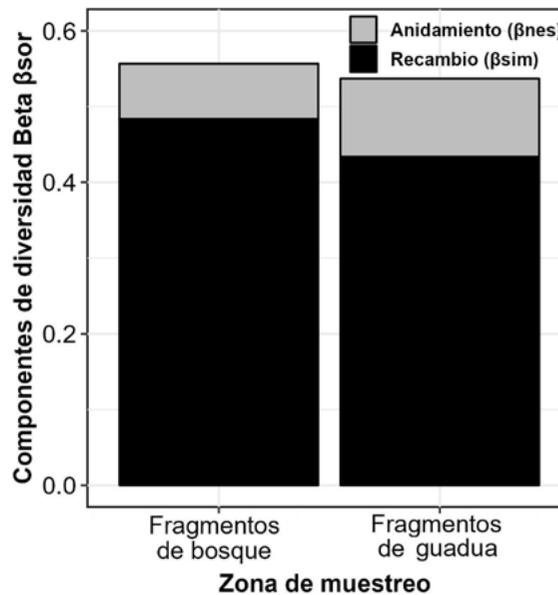
*Grupos funcionales.* Se registraron 17 grupos funcionales; el grupo de hormigas omnívoras epigea/hojarasca/hipogea pequeña registró el mayor número de especies (20 spp.), seguido por el de depredadoras dacetinas (10 spp.), el de especies turísticas (5 spp.) y el de depredadoras generalistas hojarasca/hipogea de tamaño medio (5 spp.) (**Figura 7**). El índice de similitud funcional de Sørensen indicó una semejanza del 78 % entre los dos tipos de fragmentos, compartiendo 46 especies en 15 grupos funcionales; en los fragmentos de bosque, el grupo funcional especialistas de suelo depredadoras/forrajeadoras de isópodos fue exclusivo para esta cobertura, en tanto que en los fragmentos de guadua el grupo funcional cultivadoras de hongos inferiores fue exclusivo para este tipo de fragmento, representado por *M. urichi*

### Discusión

A pesar de que las áreas verdes en Armenia representan sólo el 30 % del uso del suelo, la riqueza de especies de hormigas registrada equivale a cerca del 6 % de la mirmecofauna del país y aproximadamente el 50 % de la registrada en el departamento del Quindío (**Fernández et al., 2019**), lo que subraya la importancia de estas áreas inmersas en la ciudad como un refugio importante de diversidad. De hecho, recientemente se describió



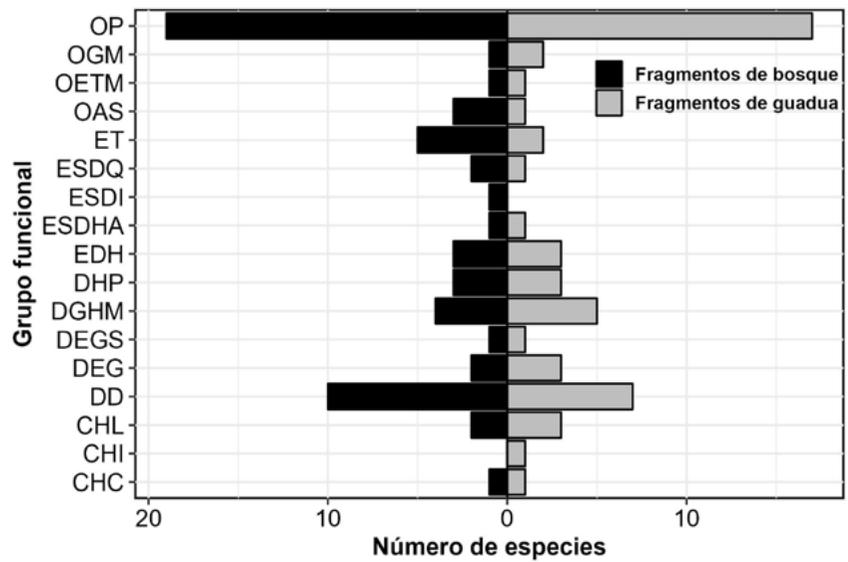
**Figura 5.** Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS) de la composición de especies de los fragmentos de bosque y de guadua basado en el índice Bray-Curtis



**Figura 6.** Partición de la diversidad beta ( $\beta_{sor}$ ) en sus componentes de recambio espacial ( $\beta_{sim}$ ) y anidamiento ( $\beta_{nes}$ ) para las comunidades de hormigas de los fragmentos de bosque y de guadua

la nueva especie de hormiga *Rhopalothrix mandibularis* (Guerrero & Grajales-Andica, 2024) en fragmentos de bosque y de guadua (Guerrero *et al.*, 2024), lo cual resalta el valor que tiene la de conservación de estas áreas y su diversidad. Estos hallazgos demuestran que la diversidad en las urbes generalmente se subestima y que las diferentes especies logran encontrar recursos suficientes para su supervivencia después de los procesos de urbanización, por lo que los espacios urbanos pueden contener una biodiversidad significativa (Uno *et al.*, 2010; MacGregor-Fors & Zuria, 2019).

La gran riqueza de Myrmicinae, Ponerinae y Formicinae ha sido un patrón bien documentado en el Neotrópico, ya que son las subfamilias que albergan el más alto número de



**Figura 7.** Número de especies y de grupos funcionales de hormigas registrados en los fragmentos de bosque y de guadua urbanas. Grupos funcionales: CHC = cultivadoras de hongos cortadoras de hojas, CHI = cultivadoras de hongos inferiores, CHL = cultivadoras de hongos de levadura, DD = depredadoras dacetinas, DEG = depredadoras generalistas epigeas grandes, DEGS = depredadoras generalistas epigeas grandes y dispersoras de semillas, DGHM = depredadoras generalistas hojarasca/hipogea tamaño medio, DHP = depredadoras generalistas hojarasca/hipogea tamaño pequeño, EDH = especialistas de suelo depredadoras de otras hormigas, ESDHA = especialistas de suelo depredadoras de huevos de artrópodos, ESDI = especialistas de suelo depredadoras/forrajeadoras de isópodos, ESDQ = especialistas de suelo depredadoras de quilópodos, ET = especies turísticas, OAS = omnívoras arbóreas/suelo, OETM = omnívoras epigeas de tamaño grande/medio, OGM = omnívoras hojarasca/hipogea tamaño medio, OP = omnívoras epigeas/hojarasca/hipogea pequeña

géneros y especies de hormigas como *Pheidole*, *Strumigenys*, *Solenopsis*, y *Hypoponera*, entre otros, catalogados como megadiversos y dominantes en hojarasca (Wilkie *et al.*, 2010; Magalhães *et al.*, 2022; Ramos-Ortega & Guerrero, 2023).

*Especies nativas Vs. exóticas.* El número de especies nativas fue significativamente mayor que el de exóticas en los dos tipos de fragmentos, lo que concuerda con los estudios de comparación entre diferentes tipos de áreas verdes urbanas, los cuales han demostrado que aquellas con una mayor cobertura y diversidad vegetal albergan una importante singularidad de hormigas, especialmente una mayor riqueza de especies nativas en comparación, por ejemplo, con áreas con mayor superficie de concreto (Uno *et al.*, 2010; Reyes-López & Carpintero, 2014; Roncallo *et al.*, 2022). En este estudio las únicas especies exóticas registradas fueron *T. melanocephalum* y *P. longicornis*; a pesar de la poca frecuencia de captura, estas se consideran muy problemáticas a nivel global dada su gran tolerancia y preferencia por áreas con intervención humana (Pagad *et al.*, 2015; Bertelsmeier *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2019).

Estas especies ya han sido reportadas en áreas verdes urbanas de Colombia, por ejemplo, Roncallo *et al.* (2022), al evaluar las especies exóticas en entornos urbanos de la ciudad de Santa Marta, las registraron en conjunto con *Cardiocondyla emery* (Forel, 1881), *Monomorium pharaonis* (Linnaeus, 1758), *Pheidole indica* (Mayr, 1879), *Tetramorium lanuginosum* (Mayr, 1870), *T. simillimum* (Smith, 1851) y *Trichomyrmex destructor* (Jerdon, 1851). Cabe destacar, sin embargo, que estos autores utilizaron cebos de proteína y carbohidrato para atraer las hormigas. Por otro lado, en contraste con las especies exóticas registradas en el presente estudio, Forero-Chávez *et al.* (2024) solamente registraron *Monomorium floricola* (Jerdon, 1851) y *Strumigenys rogeri* (Emery, 1890) como especies exóticas en las áreas verdes de la ciudad de Cali.

*Diversidad alfa.* El estudio de áreas previamente inexploradas, por ejemplo, las áreas verdes urbanas, y el uso de técnicas de muestreo (extractores Winkler) que cubren microhábitats heterogéneos como la hojarasca (Delabie *et al.*, 2021), permitió una cobertura de muestreo alta y representativa en ambos tipos de fragmentos (>98 %), comparable con la de estudios previos en áreas verdes urbanas de Colombia (Ramos-Ortega & Guerrero, 2023; Forero-Chávez *et al.*, 2024); sin embargo, se sugiere la implementación de métodos complementarios como las búsquedas manuales o atrayentes, los cuales han sido efectivos en entornos urbanos debido a que algunas especies de hormigas no se distribuyen homogéneamente en el tiempo y el espacio (Brassard *et al.*, 2021); además, el uso de una sola técnica de muestreo en zonas tropicales resulta poco adecuado, en especial para una familia tan diversa como las hormigas (Baena *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2019).

La comparación de la diversidad alfa entre los fragmentos en una misma cobertura de muestreo permitió encontrar diferencias en  $^{\circ}D$ , es decir, en la riqueza de especies, siendo mayor la de los fragmentos de bosque que la de los de guadua. Este mismo patrón se ha registrado en hormigas de bosque seco (Chacón de Ulloa *et al.*, 2012) e, incluso, en otros grupos taxonómicos como los quirópteros (Pérez-Torres *et al.*, 2009), los anfibios (Corral-Gómez, 2013) y las plantas (Ramírez-Díaz & Camargo-García, 2019). Esta diferencia se debe a que los fragmentos de bosque ofrecen una mayor cantidad de recursos (de anidación, refugio, alimento, sitios de forrajeo); una mayor cobertura y diversidad vegetal, y temperaturas y humedades más estables (lo que suple los requerimientos ecológicos de las especies de hormigas y reduce la competencia), en comparación con los fragmentos de guadua, los cuales suelen ser estructuralmente homogéneos debido al alto dominio de *G. angustifolia* (Cortés-Delgado & Pérez-Torres, 2011; Calle & Holl, 2019).

Este mismo patrón se ha encontrado en estudios que han constatado que los fragmentos urbanos de bosque contienen mayor riqueza de hormigas que otros tipos de hábitats, por ejemplo, jardines, lotes baldíos, parques, y áreas pavimentadas (Santos, 2016). De hecho, los fragmentos de bosque inmersos en las matrices urbanas pueden llegar a tener una diversidad semejante o mayor que los bosques de las zonas rurales de las ciudades (Ramos-Ortega & Guerrero, 2023; Forero-Chávez *et al.*, 2024). En este sentido, el nuestro constituye uno de los primeros estudios en Colombia que evalúa y compara la diversidad de hormigas en diferentes áreas verdes inmersas en una ciudad, registrando una riqueza que dista de la de otras zonas urbanizadas del país, por ejemplo, los bosques secos urbanos de Santa Marta (Ramos-Ortega & Guerrero, 2023) y Cali (Forero-Chávez *et al.*, 2024), donde se reportaron 97 y 109 especies de hormigas, respectivamente.

*Distribución de abundancias.* La distribución de las especies según sus frecuencias de captura fue bastante similar entre coberturas: la mayoría de las especies que dominaron en los fragmentos de bosques también lo hicieron en los de guadua; *S. geminata*, altamente dominante tanto en áreas naturales como en diferentes gradientes de perturbación, fue la especie más abundante en ambas coberturas (García-Martínez *et al.*, 2015; Baena *et al.*, 2020). Esta especie se ha asociado con el aumento de las modificaciones de los hábitats naturales y se ha usado como un indicador de sitios alterados (Achury & Suárez, 2018; Risch & Carroll, 1982). Así mismo, presenta un gran dominio en áreas naturales debido a que es una especie omnívora generalista y oportunista; se la conoce, además, por su comportamiento agresivo y de gran competencia, por lo que podría desplazar a otras especies y tener un impacto negativo en la diversidad de estas áreas verdes (Perfecto, 1991; Baena *et al.*, 2020).

*Diversidad beta y grupos funcionales.* Los resultados de este estudio sugieren que los fragmentos de bosque y de guadua presentan gran similitud en términos de composición de especies y de grupos funcionales, lo que se explicaría por las numerosas áreas verdes que hay en Armenia, las cuales se conectarían entre sí formando corredores biológicos, o con las zonas rurales de la ciudad, debido a las distancias relativamente cortas entre

ellas (Carvajal-Castro *et al.*, 2019). Este rasgo facilita y promueve el intercambio de especies de hormigas, por lo que la similitud encontrada podría deberse más a la distancia relativamente corta entre los fragmentos que a las características propias de cada tipo de cobertura. Esta hipótesis también ha sido propuesta por Forero-Chávez *et al.* (2024) en Cali, en donde las áreas verdes de las zonas urbanas están estrechamente relacionadas entre sí en términos de la composición de especies de hormigas, lo que se explica por la proximidad geográfica entre las áreas verdes y por la capacidad de ciertas especies de moverse a través de la matriz urbana.

Por otro lado, la gran similitud encontrada entre los dos tipos de fragmentos se debería también a la dominancia de la especie *G. angustifolia* en los fragmentos de guadua. Esta especie ha logrado expandirse por ser altamente competitiva, llegando a proliferar y dominar el dosel al invadir, desplazar y homogenizar la vegetación forestal original (Cortés-Delgado & Pérez-Torres, 2011; Larpkern *et al.*, 2011; Calle & Holl, 2019). Por ello, el aporte de diversidad de los fragmentos de guadua depende de la matriz a la cual estén asociados (Pérez-Torres *et al.*, 2009; Cortés-Delgado & Pérez-Torres, 2011); en el caso de las áreas verdes urbanas de Armenia está asociada a los fragmentos de bosque.

Ahora bien, los fragmentos de bosque presentaron siete especies más que los de guadua, además de un mayor número de especies exclusivas, como las depredadoras crípticas especializadas (*A. ocellatus*, *S. connectens*, *S. louisianae*, *F. orizabana* y *L. quadrata*) (Lattke, 2011; Ward & Fisher, 2016), así como otras especies que suelen forrajear en árboles y que, eventualmente, son capturadas en la hojarasca (*C. simillimus*, *C. sphenoidalis*, *M. zeledoni*, *Cephalotes* sp.1, *Pseudomyrmex* sp.1) (Longino, 2006; Mackay & Mackay, 2019). Por el contrario, a pesar de que los fragmentos de guadua también presentaron especies únicas como *L. piliferum*, *P. longicornis*, y *O. erythrocephalus*, estas son comunes y su distribución es amplia, suelen ser generalistas y logran habitar en ambientes con diferentes grados de perturbación (Bertelsmeier *et al.*, 2017; Escarraga & Guerrero, 2016).

Por último, aunque los dos tipos de fragmentos compartieron un elevado número de grupos funcionales, se resalta el valor de los fragmentos de bosque, ya que presentaron una mayor proporción de especies en grupos como los de las omnívoras arbóreas y las depredadoras especialistas, en tanto que en los fragmentos de guadua hubo una mayor proporción de omnívoras de suelo y depredadoras generalistas, lo que sugiere que los fragmentos de bosque proporcionan más recursos para el establecimiento de especies con comportamientos especializados y especificidad de recursos (Ramos-Ortega & Guerrero, 2023).

## Conclusiones

Los resultados de este estudio sugieren que las áreas verdes urbanas que aún persisten en la ciudad de Armenia albergan una gran diversidad y riqueza de especies de hormigas, especialmente de nativas, lo cual es relevante en una ciudad con un alto índice de urbanización. Aunque los fragmentos de bosque tuvieron una mayor riqueza de especies que los de guadua, ambos presentaron una gran similitud tanto en términos de composición de especies como de grupos funcionales, lo que sugiere una equivalencia ecológica entre ambas coberturas; sin embargo, se resalta el valor ecológico de conservación de los fragmentos de bosque por la singularidad de sus especies, y la presión a la que están sometidos por la expansión y homogenización de *G. angustifolia* y la urbanización.

Por ello, a pesar de que las áreas verdes urbanas están expuestas a presiones ambientales, sociales y económicas, es prioritario mantener los esfuerzos materializados en estrategias de conservación y restauración de los fragmentos que aún persisten. Este tipo de iniciativas y acciones requieren de políticas públicas de desarrollo urbano que mejoren las prácticas de gestión en estas áreas. Este estudio aporta información importante sobre la diversidad en zonas urbanas y el valor de las áreas verdes en las ciudades. Con base en dicha información, sugerimos intensificar la investigación que nos ayude a entender los procesos y patrones que afectan la biodiversidad en los paisajes urbanos.

## Agradecimientos

Agradecemos de forma especial a la Universidad del Quindío, entidad que financió parcialmente este estudio a través del proyecto de investigación N° 1000, “Ecociudad: Fragmentos boscosos urbanos como territorios de interacción ecosistema-cultura para la conservación”.

## Contribución de los autores

AFGA & DRGC participaron por igual en la contextualización, diseño metodológico, recolección de datos, identificación taxonómica, análisis de datos y redacción del manuscrito; los autores revisaron, corrigieron y aceptaron la versión final del manuscrito.

## Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

## Referencias

- Achury, R., Suárez, A. V.** (2018). Richness and composition of ground-dwelling ants in tropical rainforest and surrounding landscapes in the Colombian inter-Andean valley. *Neotropical Entomology*, 47(6), 731-741.
- AntWeb** Version 8.75.3. (2021). California Academy of Science. (recuperado: enero 10, 2021, HYPERLINK "<http://www.antweb.org>"[www.antweb.org](http://www.antweb.org)).
- AntWiki.** (2021, 10 de enero). The Ants Online. [www.antwiki.org](http://www.antwiki.org).
- Baena, M. L., Escobar, F., Valenzuela, J. E.** (2020). Diversity snapshot of green–gray space ants in two Mexican cities. *International Journal of Tropical Insect Science*, 40(2), 239-250.
- Baselga, A.** (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 799-808.
- Baselga, A., Orme, D., Villéger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., Logez, M.** (2018). betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. *R package version, 1* (1).
- Bertelsmeier, C., Ollier, S., Liebhold, A., Keller, L.** (2017). Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nature Ecology & Evolution*, 1(7), 1-8.
- Brandão, C. R., Silva, R. R., Delabie, J. H.** (2012). Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: A. R. Panizzi & J. R. P. Parra. (Eds), *Insect bioecology and nutrition for integrated pest management* (213-236). CRC Press.
- Brassard, F., Leong, C. M., Chan, H. H., Guénard, B.** (2021). High diversity in urban areas: How comprehensive sampling reveals high ant species richness within one of the most urbanized regions of the world. *Diversity*, 13(8), 358.
- Calle, A., Holl, K. D.** (2019). Riparian forest recovery following a decade of cattle exclusion in the Colombian Andes. *Forest Ecology and Management*, 452, 117563.
- Carvajal-Castro, J. D., Ospina-L, A. M., Toro-López, Y., Pulido-G, A., Cabrera-Casas, L. X., Guerrero-Peláez, S., Vargas-Salinas, F.** (2019). Birds vs bricks: Patterns of species diversity in response to urbanization in a Neotropical Andean city. *PLoS One*, 14(6), e0218775.
- Chacón de Ulloa, P., Osorio-García, A. M., Achury, R., Bermúdez-Rivas, C.** (2012). Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) del bosque seco tropical (Bs-T) de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 165-181.
- Chao, A., Jost, L.** (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533-2547.
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., Colwell, R. K.** (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292-314.
- 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.
- Corral-Gómez, J. N.** (2013). *Diversidad funcional y redes tróficas de anfibios que habitan bosques y sistemas productivos en el eje cafetero colombiano*. (Tesis Biología). Pontificia Universidad Javeriana.
- Cortés-Delgado, N., Pérez-Torres, J.** (2011). Habitat edge context and the distribution of phyllostomid bats in the Andean forest and anthropogenic matrix in the Central Andes of Colombia. *Biodiversity and Conservation*, 20(5), 987-999.

- Dáttilo, W., MacGregor-Fors, I.** (2021). Ant social foraging strategies along a Neotropical gradient of urbanization. *Scientific Reports*, *11*(1), 1-9.
- Deák, B., Hüse, B., Tóthmérész, B.** (2016). Grassland vegetation in urban habitats—testing ecological theories. *Tuexenia*, *36*, 379-393.
- Delabie, J., Koch, E., Dodonov, P., Caitano, B., DaRocha, W., Jahyny, B., Leponce, M., Majer, J., Mariano, C.** (2021). Sampling and analysis methods for ant diversity assessment. En: J. C. Santos & G. W. Fernandez (Ed.), *Measuring arthropod biodiversity: A handbook of sampling methods* (13-54). Springer.
- Escarraga, M., Guerrero, R. J.** (2016). The ant genus *Linepithema* (Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. *Zootaxa*, *4208*(5), 446-458.
- Faeth, S. H., Bang, C., Saari, S.** (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1223*(1), 69-81.
- Fenoglio, M. S., Rossetti, M. R., Videla, M.** (2020). Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, *29*(8), 1412-1429.
- Fernández, F., Guerrero, R. J., Delsinne T.** (2019). Hormigas de Colombia. En: F. Fernández, R. J. Guerrero & T. Delsinne. (Ed.), *Hormigas de Colombia* (31-56). Universidad Nacional de Colombia.
- Forero-Chávez, N., Arenas-Clavijo, A., Armbrecht, I., Montoya-Lerma, J.** (2024). Urban patches of dry forest as refuges for ants and carabid beetles in a Neotropical overcrowded city. *Urban Ecosystems*, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01504-y>
- García-Martínez, M. Á., Martínez-Tlapa, D. L., Pérez-Toledo, G. R., Quiroz-Robledo, L. N., Castaño-Meneses, G., Laborde, J., Valenzuela-González, J. E.** (2015). Taxonomic, species and functional group diversity of ants in a tropical anthropogenic landscape. *Tropical Conservation Science*, *8*(4), 1017-1032.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J. M.** (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, *319*(5864), 756-760.
- Groc, S., Delabie, J. H., Fernández, F., Leponce, M., Orivel, J., Silvestre, R., Dejean, A.** (2014). Leaf-litter ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in a pristine Guianese rainforest: stable functional structure versus high species turnover. *Myrmecological News*, *19*, 43-51.
- Guénard, B., Cardinal-De Casas, A., Dunn, R. R.** (2015). High diversity in an urban habitat: are some animal assemblages resilient to long-term anthropogenic change? *Urban Ecosystems*, *18*, 449-463.
- Guerrero, R. J., Grajales-Andica, A. F., Fernández, F., Tocora, M. C., Fiorentino, G., García, D. R.** (2024). The ants of the genus *Rhopalothrix* Mayr, 1870 (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) in Colombia. *ZooKeys*, *1191*, 129-150.
- Hill, M. O.** (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, *54* (2), 427-432.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., Chao, A.** (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, *7* (12), 1451-1456.
- IDEAM.** (2014). Subdirección de Estudios Ambientales. [www.ideam.gov.co](http://www.ideam.gov.co).
- Jost, L.** (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, *113* (2), 363-375.
- Jost, L.** (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, *88* (10), 2427-2439.
- Kalnay, E., Cai, M.** (2003). Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature*, *423* (6939), 528-531.
- Koch, D. A., Santos, J. R., Nascimento, I. C., Delabie, J. H. C.** (2019). Comparative evaluation of taxonomic and functional diversities of leaf-litter ants of the Brazilian Atlantic Forest. *Turkish Journal of Zoology*, *43*(5), 437-546.
- Larperkern, P., Moe, S. R., Totland, Ø.** (2011). Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. *Oecologia*, *165*(1), 161-168.
- Lattke, J. E.** (2011). Revision of the New World species of the genus *Leptogenys* Roger (Insecta: Hymenoptera: Formicidae: Ponerinae). *Arthropod Systematics and Phylogeny*, *69*(3), 127-264.
- Lepczyk, C. A., Aronson, M. F., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S.** (2017). Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience*, *67*(9), 799-807.
- Longino, J. T.** (2006). A taxonomic review of the genus *Myrmelachista* (Hymenoptera: Formicidae) in Costa Rica. *Zootaxa*, *1141*(1), 1-54.

- Luck G. W., Smallbone, L. T.** (2010). Species diversity and urbanisation: patterns, drivers, and implications. In: K. Gaston. (Ed), *Urban Ecology* (88-119). Cambridge University Press.
- MacGregor-Fors, I., Ortega-Álvarez, R.** (Eds). (2013). *Ecología urbana: experiencias en América Latina*. Inecol.
- MacGregor-Fors, I., Zuria, I.** (2019). Ciudades vivas: Biodiversidad en ambientes urbanos. En: C. E. Moreno. (Eds), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (113-127). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/ Libermex.
- Mackay, W. P., Mackay, E.** (2019). Género *Camponotus*. En: F. Fernández, R. J. Guerrero & T. Delsinne. (Ed.), *Hormigas de Colombia* (743-789). Universidad Nacional de Colombia.
- Magalhães, F. S., Campana, D. R. D. S., Freitas, G. D. S., Abonizio-Santos, M. R., Prado, L. P. D., Morini, M. S. D. C.** (2022). Natural regeneration in Atlantic forest fragments: using ants (Hymenoptera: Formicidae) for monitoring a conservation unit. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 62, 1-11.
- Magurran, A. E.** (2005). Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology*, 19(1), 177-181.
- Marín-Gómez, O. H.** (2022). Artificial light at night drives earlier singing in a Neotropical bird. *Animals*, 12(8), 1015.
- McKinney, M. L.** (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, 52(10), 883-890.
- Méndez-Rojas, D. M., López-García, M. M., García-Cárdenas, D. R., Cultid-Medina, C. A.** (2022). Rove beetle diversity and coffee agroecosystems in the Colombian Andes. *Biotropica*, 54(2), 381-391.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., Suggests, M. A. S. S.** (2007). The vegan package. *Community Ecology Package*, 10(719), 631-637.
- Orozco, A., Quiñones, J., Suárez R., García, G., Herrera, J., Ramírez, D.** (2023). Árboles, arbustos y palmas en la ciudad de Armenia: Capital Verde. Alcaldía de Armenia.
- Pagad, S., Genovesi, P., Carnevali, L., Scalera, R., Clout, M.** (2015). IUCN SSC invasive species specialist group: invasive alien species information management supporting practitioners, policy makers and decision takers. *Management of Biological Invasions*, 6(2), 127-135.
- Pérez-Torres, J., Sánchez-Lalinde, C., Cortés-Delgado, N.** (2009). Murciélagos asociados a sistemas naturales y transformados en la ecorregión del eje cafetero. En: J. M. Rodríguez, J. C. Camargo, J. Niño, A. M. Pineda, L. M. Arias, M. A. Echeverry & C. L. Miranda. (Eds), *Valoración de la biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero* (157-167). Ciebreg.
- Perfecto, I.** (1991). Dynamics of *Solenopsis geminata* in a tropical fallow field after ploughing. *Oikos*, 62(2), 139-144.
- Ramírez-Díaz, F., Camargo-García, J. C.** (2019). Floristic structure and composition of Guadua forests in the Colombian coffee region. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 49, e55425.
- Ramos-Ortega, L. M., Guerrero, R. J.** (2023). Spatial turnover and functional redundancy in the ants of urban fragments of tropical dry forest. *Diversity*, 15(7), 880.
- Reyes-López, J., Carpintero, S.** (2014). Comparison of the exotic and native ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in urban green areas at inland, coastal and insular sites in Spain. *European Journal of Entomology*, 111(3), 421.
- Risch, S. J., Carroll, C. R.** (1982). Effect of a keystone predaceous ant, *Solenopsis geminata*, on arthropods in a tropical agroecosystem. *Ecology*, 63(6), 1979-1983.
- Roncillo, J., Ortega, L. M. R., Guerrero, R. J., Sierra, H.** (2022). Las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*, 17(2), 202-217.
- RStudio Team.** (2022). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC.
- Salazar-Montoya, A., Nieto-Cárdenas, O. A.** (2005). *Diseño de corredores de conservación en las microcuencas y áreas protegidas urbanas del municipio de Armenia, Quindío, Colombia*. Fundación Semillas de Vida.
- Santos, M. N.** (2016). Research on urban ants: approaches and gaps. *Insectes Sociaux*, 63(3), 359-371.
- Santos, M. N., Delabie, J. H., Queiroz, J. M.** (2019). Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro city. *Urban Ecosystems*, 22(5), 927-942.

- 
- Silvestre, R.** (2000). *Estructura de comunidades de formigas do Cerrado* (Tesis Doctoral). Universidad de São Paulo.
- Uno, S., Cotton, J., Philpott, S. M.** (2010). Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13(4), 425-441.
- Vanegas-Guerrero, J., Fernández, C. A., Buitrago-González, W. E., Vargas-Salinas, F.** (2016). Urban remnant forests: Are they important for herpetofaunal conservation in the Central Andes of Colombia. *Herpetological Review*, 47(2), 180-185.
- Walter, B., Graclik, A., Tryjanowski, P., Wasielewski, O.** (2018). Ants response to human-induced disturbance in a rain tropical forest. *Neotropical Entomology*, 47(6), 757-762.
- Ward, P. S., Fisher, B. L.** (2016). Tales of dracula ants: the evolutionary history of the ant subfamily Amblyoponinae (Hymenoptera: Formicidae). *Systematic Entomology*, 41(3), 683-693.
- Wilkie, K. T., Mertl, A. L., Traniello, J. F.** (2010). Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian Ecuador. *Plos One*, 5(10), e13146.