



Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) urbanas de Santa Marta, Colombia: diversidad y dinámica espacio-temporal

Hubert Andrés Sierra Chamorro

Universidad Magdalena

Facultad de Ciencias Básicas

Programa de Biología

Santa Marta, Colombia

2021

AÚN+ | **incluyente
e innovadora** | **PERIODO
20.24**

Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) urbanas de Santa Marta, Colombia: diversidad y dinámica espacio-temporal

Hubert Andrés Sierra Chamorro

Trabajo presentado como requisito parcial para optar al título de:

Biólogo

Directora:

Biol. Lina María Ramos Ortega

Codirector:

Dr. Roberto José Guerrero Flórez

Línea de Investigación:

Ecología

Grupo de Investigación:

Grupo de Investigación en Insectos Neotropicales

Universidad del Magdalena

Facultad de Ciencias Básicas

Programa de Biología

Santa Marta, Colombia

2021

Nota de aceptación:

Aprobado por el Consejo de Programa en cumplimiento de los requisitos exigidos por el Acuerdo Superior N° 11 de 2017 y Acuerdo Académico N° 41 de 2017 para optar al título de Biólogo

Jurado

Jurado

Santa Marta, ____ de ____ de _____

*A Jenny María Chamorro Jiménez y a Huber Nixon
Sierra Pardo; ejemplos de esfuerzo, amor y
dedicación.*

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Roberto J. Guerrero Flórez, al MSc. Mayron Escárraga Fajardo y a la Biol. Lina María Ramos Ortega por su, apoyo, paciencia y por toda su disposición para orientarme en el maravilloso mundo de los insectos y de la ecología.

Al Centro de Colecciones Científicas de la Universidad del Magdalena, por disponer de los espacios que finalmente han contribuido a mi formación como profesional.

A Johan Roncallo y Cristian García, pues “*amigo hay más unido que un hermano*” (Prov. 18:24).

Contenido

	<u>Pág.</u>
1. Introducción	1
2. Materiales y métodos.....	6
3. Resultados	12
4. Discusión.....	21
5. Conclusión	28
6. Referencias Bibliográficas	30
7. Anexos.....	41

Lista de figuras

	<u>Pág.</u>
Figura 1. Ubicación de los diferentes parques distritales (puntos rojos) y temáticos (puntos azules) en la ciudad de Santa Marta. Cur: Parque de la Vida, Alm: Parque de los Almendros, Gai: Parque de Gaira, AvR: Parque Lineal Avenida del Río, SiB: Parque Simón Bolívar, Man: Parque de Manzanares, Tru: Parque Lineal Los Trupillos, Agu: Parque del Agua, Ciu: Parque de la Equidad, QSPA: Quinta de San Pedro Alejandrino, Tey: Centro Recreacional Teyuna, Uni: Universidad del Magdalena. El mapa fue construido en RStudio 4.0.3 (Equipo central de R, 2020) a partir de la librería ggmap 3.0.0 (Kahle & Wickham, 2013).	6
Figura 2. Curvas completitud de muestreo para cada tipo de parque según la época de muestreo. PDL: Parque distrital durante época lluviosa, PDS: Parque distrital durante época seca, PTL: Parque temático durante época lluviosa, PTS: Parque temático durante época seca. Las etiquetas sobre cada panel refieren los diferentes órdenes de diversidad (qD) con base en los cuales se construyeron. Las siluetas entorno a cada curva corresponden a los intervalos de confianza (IC) 95%. El punto que separa la parte interpolada de la extrapolada hace referencia a la diversidad observada para un determinado número de unidades de muestreo.....	13
Figura 3. Variación de la riqueza de especies entre parques distritales (PD) y temáticos (PT) de la ciudad de Santa Marta, durante la época lluviosa y seca. Los valores sobre cada par de barras representan el área (en hectáreas) de cada parque. Cur: Parque de la Vida, Alm: Parque de los Almendros, Gai: Parque de Gaira, AvR: Parque Lineal Avenida del Río, SiB: Parque Simón Bolívar, Man: Parque de Manzanares, Tru: Parque Lineal Los Trupillos, Agu: Parque del Agua, Ciu: Parque de la Equidad, QSPA: Quinta de San Pedro Alejandrino, Tey: Centro Recreacional Teyuna, Uni: Universidad del Magdalena.....	15
Figura 4. Comparación de la diversidad de orden q (qD), entre los ambientes urbanos y las épocas climáticas. 0D : riqueza de especies; 1D : número efectivo de especies frecuentes; 2D : número efectivo de especies dominantes. Zonas naturales (ZN); parques temáticos (PT); parques distritales (PD).	16
Figura 5. Magnitud de la diferencia de la diversidad (%MD) entre pares de ambientes urbanos evaluados para cada orden de diversidad durante las épocas seca (A) y lluviosa (B). ZN: Zona natural, PT: Parque temático, PD: Parque distrital.....	17
Figura 6. Curvas de rango-abundancia basada en datos de frecuencia de captura de las especies de hormigas, en los ambientes de parques distritales (PD) y temáticos de Santa Marta (PT). Sólo se destacan los nombres de las especies con mayor frecuencia de captura por cada tipo de parques.	18
Figura 7. Escalamiento multidimensional no métrico construido con base en los datos de frecuencia de captura para las muestras recolectadas con cebos. Los puntos más grandes de donde nacen las líneas que conectan los sitios representan los centroides. Las letras en paréntesis indican el tipo de ambiente muestreado; T: Parque temático, D: Parque distrital. Cur: Parque de la Vida, Alm: Parque de los Almendros, Gai: Parque de Gaira, AvR: Parque Lineal Avenida del Río, SiB: Parque Simón Bolívar, Man: Parque de Manzanares, Tru: Parque Lineal Los Trupillos, Agu: Parque del Agua, Ciu: Parque de la Equidad, QSPA:	

Quinta de San Pedro Alejandrino, Tey: Centro Recreacional Teyuna, Uni: Universidad del Magdalena.....	19
Figura 8. Diversidad beta entre pares de sitios basado en el índice de Jaccard (Jac) y sus componentes de recambio (Jtu) y anidamiento (Jne). Los valores fueron calculados con base en el inventario de cebos y colecta manual. ZN: Zona natural, PT: Parque temático, PD: Parque distrital.....	20
Figura 9. Grupos funcionales registrados en los parques distritales (PD), parques temáticos (PT) y zonas naturales (ZN). El listado de grupos funcionales en las zonas naturales se extrajo de los estudios llevados a cabo por Ramos-Ortega et al. (2022).	21

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1. Características generales de los ambientes urbanos monitoreados..... 7

Tabla 2. Sitios de muestreo y ubicación cardinal en la ciudad de Santa Marta, Colombia. 9

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado
%MD	Magnitud de la diferencia
⁰D	Riqueza de especies
¹D	Número efectivo de especies frecuentes
²D	Número efectivo de especies muy abundantes
Agu	Parque del Agua
Alm	Parque de los Almendros
AvR	Parque Lineal Avenida del Río
Ciu	Parque de la Equidad
Cur	Parque de la Vida
Gai	Parque de Gaira
Jac	Índice de diversidad beta basado en el índice de Jaccard
Jne	Componente de anidamiento basado en el índice de Jaccard
Jtu	Componente de recambio basado en el índice de Jaccard
Man	Parque de Manzanares
msnm	Metros sobre el nivel del mar
PD	Parques distritales
PDL	Parque distrital durante época lluviosa
PDS	Parque distrital durante época seca
PT	parques temáticos
PTL	Parque temático durante época lluviosa
PTS	Parque temático durante época seca
^qD	índice de diversidad de orden q
QSPA	Quinta de San Pedro Alejandrino
SiB	Parque Simón Bolívar
Tey	Centro Recreacional Teyuna
Tru	Parque Lineal Los Trupillos
Uni	Universidad del Magdalena
ZN	Zona natural

Resumen

La urbanización es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en todo el mundo, provocando la destrucción de ecosistemas, lo que finalmente tiene consecuencias ecológicas y evolutivas sobre los grupos taxonómicos afectados. Entre los organismos comúnmente asociados con los entornos urbanos, se encuentran las hormigas, por lo que este estudio determinó la composición, riqueza y grupos funcionales de hormigas en ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta, así como su variación espacio-temporal. Se estudiaron ocho parques distritales y cuatro temáticos, cuyas principales diferencias se deben a variaciones en el tamaño, grado de pavimentación, así como la riqueza y cobertura vegetal. En total se registraron 59 especies distribuidas en siete subfamilias, siendo las especies más frecuentes *Dorymyrmex biconis*, *Ectatomma ruidum*, *Pheidole indica*, *Trichomyrmex destructor* y *Solenopsis geminata*; por su parte, las subfamilias mejor representadas fueron Myrmicinae, Pseudomyrmecinae, Formicinae y Dolichoderinae. Se encontró, por lo general, una mayor riqueza y diversidad en los parques temáticos que en los distritales y sin variaciones sustanciales entre las épocas climáticas, pero diferencias estadísticamente significativas en la estructura de la comunidad de hormigas a nivel espacial. Los parques distritales presentaron la mayor diferenciación del ensamblaje si se compara con zonas naturales conservadas, y para los dos tipos de ambientes, el recambio es el componente que se encuentra moldeando la diversidad en mayor proporción. Los grupos funcionales dominantes fueron los de hábitos generalistas, seguidos de los que presentan estrecha relación con especies vegetales como las arbóreas dominantes. Finalmente, las zonas urbanas estudiadas presentan un alto potencial para promover la diversidad de hormigas, sin embargo, este potencial debe ser mejorado con aspectos como la reducción del área pavimentada y aumento en la riqueza de especies vegetales nativas, especialmente en los parques distritales.

Palabras clave: Biodiversidad, cambio en el uso del suelo, ecología urbana, insectos, zonas verdes urbanas.

Abstract

Urbanization is one of the main causes of biodiversity loss worldwide, causing the destruction of ecosystems, which finally has ecological and evolutionary consequences on the affected taxonomic groups. Ants are among the organisms associated to urban environments, and this is why in this study the composition, richness, and functional groups of ants in urban environments in the city of Santa Marta, as well as their spatial-temporal variation were determined. Eight distrital parks and four thematic parks were selected, the main differences between both environments are the size, degree of paving, as well as the richness and vegetation coverage. A total of 59 species distributed in seven subfamilies were recorded. The most frequent species were *Dorymyrmex biconis*, *Ectatomma ruidum*, *Pheidole indica*, *Trichomyrmex destructor* and *Solenopsis geminata*; on the other hand, the best represented subfamilies were Myrmicinae, Pseudomyrmecinae, Formicinae and Dolichoderinae. In general, a greater richness and diversity were found in the thematic parks than in the distrital parks, without substantial variations between climatic seasons, but there is clear evidence of statistically significant differences in the structure of the ant community at the spatial level. The distrital parks presented the greatest differentiation of the assemblage when compared with conserved natural areas, and for the two types of environments, the replacement is the component found in the mold in diversity in the highest proportion. The dominant functional groups were those with generalist habits, followed by those closely related to plant species such as the dominants arboreal. Finally, the urban areas studied present a high potential to promote the diversity of ants, however, this potential must be improved with aspects such as the reduction of the paved area and increase in the richness of native plant species, especially in the district parks.

Keywords: Biodiversity, land use change, urban ecology, insects, urban green areas.

1.Introducción

La urbanización es uno de los principales factores antropogénicos que causa reducción en la superficie de distintos hábitats en todo el mundo. Esto se traduce en el acondicionamiento drástico del terreno con estructuras que permiten satisfacer las necesidades de vivienda humana, dando como resultado un reemplazo de hábitats preexistentes (McGregor-Fors & Ortega-Álvarez, 2013). La perturbación creada por la urbanización destruye hábitats y ecosistemas que pueden estar conformados por especies endémicas, además crea un ambiente atractivo para un pequeño grupo de especies que tienen la capacidad de adaptarse a condiciones urbanas, lo que resulta en un aumento de la similitud taxonómica, genética y funcional a través del tiempo, además, trae consigo consecuencias ecológicas y evolutivas en los organismos involucrados (Olden et al. 2004; Buczkowski & Richmond, 2012). Desde la década de los 90 se han descrito ampliamente los efectos negativos que tiene la urbanización sobre la riqueza y composición de especies, al igual que la importancia que tiene la biodiversidad sobre los ambientes urbanos por su capacidad de purificación del agua y aire, además de aspectos estéticos y educativos (Shepherd, 1994; McKinney, 2002; McKinney, 2008). Por lo tanto, se ha determinado que la fauna y flora urbana contribuye a la salud de las personas y proporciona un impacto visual y estético de la ciudad, lo que influye en la toma de decisiones políticas acerca de la conservación de las zonas verdes que se encuentran dentro y fuera de las ciudades (Dunn et al. 2006).

Según Trepl (1995) las tres características principales que distinguen los paisajes urbanos de los forestales son: (1) poca conectividad e integración entre las comunidades que habitan parches urbanos, debido a que la matriz del ambiente puede restringir la dispersión de los individuos, (2) sucesión y (3) alta frecuencia de invasión de especies exóticas. A esto se suma la dinámica que existe de las metapoblaciones y los parches de vegetación que pueden llegar a funcionar como islas biogeográficas. Esto implica que algunas características como proporcionalidad directa entre el tamaño de la isla y la riqueza de especies se pueden predecir mediante la teoría clásica de las islas biogeográficas a pesar de que sean muy diferentes de las islas naturales (Weigmann, 1982).

El conocimiento insuficiente sobre la dinámica ecológica en ambientes urbanos genera consecuencias importantes como la escasa y muchas veces ausente documentación de la biodiversidad urbana, lo que dificulta la planificación sostenible (Tyrväinen, 1997). Por tal razón, planificadores, empresarios y gobernantes en muchos lugares alrededor del mundo consideran la recopilación de la información científica básica (e.g., estructura de las comunidades) respecto a la ecología, como una herramienta integral para la planificación urbana sostenible (Haila &

Kouki, 1994). Esto ha provocado la acogida de nuevos términos como “ecología urbana”, que suele tener diferentes significados orientados hacia lo biológico (e.g. en Europa), social (e.g. en Norteamérica) o flujo energético, según el sitio en la que se haya adaptado.

La “ecología urbana” es un término complejo y muy diverso que puede llegar a tener diferentes dimensiones. Esto ha causado que, como ciencia aplicada, tenga un amplio espectro de enfoques (Niemelä, 1999). Sin embargo, muchos ecólogos se han mostrado reacios a estudiar la fauna y flora urbana por no ser objeto de interés, a pesar de las diferentes razones que le dan importancia. Niemelä (1999) señala tres puntos generales que le dan gran validez y relevancia a los estudios de este tipo: (1) más de la mitad de la población mundial vive en las ciudades, y cerca del 80% de esa proporción reside en áreas metropolitanas y, por lo tanto, la fauna y flora urbana son importantes para la recreación, salud y bienestar de las personas. Para crear ambientes urbanos que cumplan con estas características, es necesario el conocimiento base de los ecosistemas urbanos. (2) Los procesos ecológicos que ocurren en zonas urbanas son equiparables a zonas que no lo son, como la invasión de especies, fijación y mineralización del nitrógeno causada por árboles que suele tener tasas más elevadas que las zonas rurales, al igual que la fragmentación de la basura, y por lo tanto recirculación de nutrientes, causada por algunas lombrices de tierra (Pouyat et al. 1997). (3) La diversidad de hábitats urbanos y las especies que alberga han sido muy poco documentadas; un registro robusto y monitoreo de estos hábitats y especies sirve para predecir cambios y fenómenos ecológicos determinados que pueden ser causados por aumento del urbanismo. Por lo tanto, la información sobre el funcionamiento de los sistemas urbanos y las comunidades de animales y plantas que participan en el, es fundamental en fines de planificación y gestión de infraestructura urbana.

Se estima que en los próximos 30 años la población crecerá más de un tercio del tamaño actual y que estas poblaciones estarán concentradas en las zonas urbanas, lo que consecuentemente traerá un mayor cambio en el uso del suelo (McKinney, 2008). Toda esta cobertura urbana representa alrededor del 3 % de la superficie terrestre y esta proporción es sustancialmente mayor en algunas regiones europeas como Reino Unido y Países Bajos, donde cerca del 25 % de su área está clasificada como urbana (Müller et al. 2010). Además, se estima que la mayor tasa de crecimiento se verá en países en vía de desarrollo, los cuales funcionan como reservorios de biodiversidad, por lo que un punto básico para la conservación es entender en concreto cuáles son las dinámicas y efectos de este crecimiento urbano sobre la biodiversidad (Rueda & Rico, 2007; McKinney, 2002). Entender estos efectos implica desarrollar estudios robustos que abarquen, por lo menos, la mayor parte de todos los grupos biológicos presentes en estos

ambientes. De esta manera, los esfuerzos de los investigadores frecuentemente han estado enfocados mayormente en vertebrados como aves o reptiles, dejando de lado las comunidades de artrópodos, que suelen ser conspicuas en ambientes urbanos (McKinney, 2008). No obstante, algunos grupos de artrópodos han sido foco de interés para los investigadores a nivel de inventario. Tal es el caso de estudios llevados a cabo en insectos como hormigas (Vergara et al. 2007; Toro & Ortega, 2006, Olaya-Másmela, 2005), avispas (Durán-Prieto et al. 2020), himenópteros parasitoides (Ganoa et al. 2006), mariposas (Ramírez et al. 2007; Vélez et al. 2015; Jarillo, 2017, Sánchez-Jasso et al. 2019), moscas (Moreno et al. 2007; Montoya et al. 2009; Lasa & Tadeo, 2015; Battán-Horenstein et al. 2016; Torres, 2016; Santodomingo et al. 2014; Hernández et al. 2021), escarabajos (Jiménez-Ferbans & Mendieta Otálora, 2005; Garzón, 2018; Rodríguez-López et al. 2019), diversidad en general de insectos y artrópodos como arácnidos (Matienzo et al. 2011; Matienzo et al. 2015; Ferreyra, 2017), incluso otros aspectos ecológicos como interacción planta-insecto (Dreistadt et al. 1990; Suárez, 2018), polinización (Baldock et al. 2015; Ramírez-Segura & Wallace, 2016) y redes tróficas (Kozlov et al. 2017) en zonas urbanas, han ganado importancia a medida que los impactos de la urbanización hacia el medio natural se vuelven más evidentes.

Por otro lado, hormigas son un grupo de insectos sociales en el orden Hymenoptera que evolucionó hace aproximadamente 120 millones de años y actualmente cuenta con alrededor de 13800 especies en todo del mundo, agrupándose en 337 géneros y 17 subfamilias (Bolton, 2020). Su distribución alcanza todos los continentes, exceptuando lugares muy fríos como la Antártida, y en zonas tropicales alcanzan su mayor punto de diversidad y biomasa, por lo que se les considera como uno de los grupos de insectos más conspicuos, exitosos e importantes de los ecosistemas terrestres (Chacón & Abadía, 2014). Dentro de esta familia, se ha determinado que la subfamilia Myrmicinae es la más diversa, además de tener el mayor número de especies caracterizadas como raras, endémicas, comunes o introducidas. A esta le siguen las familias Ponerinae, Formicinae y Dolichoderinae. Por último, están las familias Amblyoponinae, Dorylinae y Proceratiinae con solo una o dos especies categorizadas como raras, que además solo se pueden encontrar en lugares con alta cobertura boscosa (Chacón de Ulloa & Abadía, 2014) y potencialmente ausentes de áreas urbanizadas. El amplio ámbito de distribución de esta familia de insectos y la plasticidad ecológica de algunos grupos ha permitido identificar especies indicadoras de perturbación debido al aprovechamiento de los recursos que consecuentemente resultan en el incremento de su población; alguna de esas especies están en los géneros *Solenopsis*, *Pheidole*, *Ectatomma* y *Wasmannia*. Asimismo, es posible encontrar especies indicadores de buena calidad del ambiente por sus requerimientos de microhábitat como

nidificación en hojarasca y madera en descomposición; tal es el caso de las hormigas cazadoras pertenecientes a la subfamilia Ponerinae (Arcila-Cardona, et al. 2008) o las especies dentro de la subfamilia Dorylinae (Venuste et al. 2018).

Por su parte, las hormigas urbanas están conformadas por una mezcla de especies nativas y exóticas que también desempeñan un papel fundamental dentro de los ambientes urbanos dado que pueden deteriorar estructuras dentro de las casas o funcionar como vectores de agentes patógenos (Cupul-Magaña, 2009, Dáttilo et al. 2017). Estas hormigas presentan un amplio rango de forrajeo y tienen la capacidad de establecer asociaciones con otros individuos como las plantas. Así, las hormigas pueden actuar como agente defensivo, polinizador, dispersor de semillas y proveedor de macronutrientes, mientras que la planta proporciona alimento, sitios de para la nidificación y reproducción (Ramírez et al., 2001). De esta manera, características como la riqueza, abundancia, especialización, facilidad de muestreo, respuesta a cambios medioambientales, importancia funcional, la estrecha asociación que pueden establecer con otras especies y el amplio conocimiento taxonómico que se tiene sobre este grupo (Hölldobler & Wilson, 1990; Fernández et al. 2019), permiten utilizarlas como indicadores ambientales, ecológicos y de biodiversidad (Andersen & Majer, 2004; McGeoch, 1998), tanto en ambientes naturales, como en zonas que pueden considerarse urbanas y suburbanas (Alonso, 2000).

Aunque la ecología urbana representa una disciplina integral cuya importancia y aplicación aumenta conforme pasa el tiempo (Haila & Kouki, 1994), en Colombia, a pesar los diferentes estudios realizados, aun no adquiere mayor relevancia, lo que se ve reflejado en la falta de robustez de los estudios que se han llevado a cabo en zonas urbanas y suburbanas en diferentes localidades del país. Así, la mayor proporción de los estudios sobre ecología urbana orientado hacia hormigas se han realizado en el departamento del Valle del Cauca, en la región Pacífica, cuyos temas centrales varían desde factores comportamentales y ecología de especies invasoras como *Nylanderia fulva* (Mayr) (Aldana et al. 1995; Arcila & Quintero, 2005) y *Pheidole megacephala* Fabricius, 1793 (Chacón de Ulloa & Achury, 2011), o pestes nativas como *Pheidole susannae* Forel, 1886 (Achury et al. 2011), hasta la caracterización en la estructura de la comunidad de hormigas en zonas urbanas como residencias, jardines, hospitales y campus universitarios (Chacón de Ulloa et al. 1996; Chacón de Ulloa, 2003b; Olaya-Másmela et al. 2005; Chacón de Ulloa et al. 2006; Achury et al. 2011; Chacón de Ulloa & Achury, 2011; Gallego-Roperio & Salguero, 2015). Para el departamento de Antioquia, en la región Andina, se tiene la segunda mayor proporción de estudios, abarcando temas como la estructura de la comunidad de hormigas asociadas al compost y su intervención en recirculación de nutrientes (Arango & Piedrahita,

2004), estructura de la comunidad de hormigas en áreas protegidas (Toro & Ortega, 2006), comunidades asociadas al arboretum del campus de la Universidad Nacional de la sede Medellín (Vergara et al. 2007). Asimismo, en el departamento de Caldas se han llevado a cabo estudios para caracterizar la comunidad, no solo de hormigas, sino de escarabajos coprófagos y mariposas diurnas en el ecoparque Alcázares de Manizales (Arango et al. 2007). Para el Chocó, en la región Pacífica, solo se han hecho estudios de la relación que existe entre himenópteros y el componente vegetal, en términos de la variación temporal, en la granja de la Universidad Tecnológica del Chocó (Neita et al. 2004), por lo que no se hace énfasis en las hormigas y, además, se deja de lado la relación que puede estar guardando con el entorno urbano. En el Caribe colombiano existen algunos estudios sobre insectos que tratan diferentes aspectos como ecología (Jiménez-Ferbans & Mendieta-Otálora, 2005; Jiménez-Ferbans et al. 2008; Barranco, 2015) o su implicación en aspectos de salud pública en zonas urbanas (Gómez-Melendro, et al. 2014; Soto et al. 2014). Para las hormigas urbanas de Santa Marta, se han llevado a cabo estudios de diversidad y taxonomía (Barranco, 2015; Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020; Villegas, 2018) y aspectos de la biología de *Pheidole fallax* (Ramírez, 2019). No obstante, estos no se centran en las dinámicas espaciales o temporales que las comunidades de hormigas pueden presentar en diferentes espacios urbanos de la ciudad.

Muchas zonas urbanas pueden llegar a tener sitios que pueden presentar un alto potencial para la preservación biológica y, por lo tanto, se ha aceptado que la persistencia de pequeños fragmentos de vegetación o áreas verdes como parques urbanos pueden ser la única posibilidad para la conservación de un amplio número de especies nativas (Pacheco & Vasconcelos, 2007). Estas zonas pueden tener un papel fundamental en el flujo poblacional permitiendo el movimiento y dispersión de muchas especies (Toro & Ortega, 2006), evitando así factores que pueden conllevar a la pérdida de diversidad como la homogeneización genética.

Los estudios en Colombia que han intentado caracterizar las hormigas en zonas urbanas, se han centrado principalmente en los campus de algunas universidades, ecoparques y zonas residenciales (Chacón de Ulloa et al. 2014) dejando de lado o sin hacer mucho énfasis en aspectos importantes como la variación estacional, espacial y las implicaciones que esto puede tener en el recambio o el anidamiento de especies como resultado de la perturbación causada por la urbanización. Por lo tanto, este estudio busca determinar la composición y riqueza de hormigas en ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta, posibles patrones espaciales y temporales de diversidad alfa y beta, además de establecer los grupos funcionales que integran

el ensamblaje de hormigas; promoviendo de esta forma la conservación de hormigas en los ambientes urbanos de la ciudad.

2. Materiales y métodos

Área de estudio

La ciudad de Santa Marta, capital del departamento del Magdalena, se encuentra ubicada a $11^{\circ}14'50''$ N y $74^{\circ}12'06''$ W, que limita al Noroeste con el Mar Caribe, al sur los municipios de Ciénaga y Aracataca y por el oriente los departamentos de la Guajira y Cesar. Actualmente, la ciudad cuenta con alrededor de 546.979 habitantes, y se estima que hayan más de 557.000 para finales de 2023 (DANE, 2020). Posee una extensión total de 2.393 Km², de las cuales 55,1 Km² corresponden al área urbana y 2.338 Km² de área rural, se encuentra rodeada por un complejo de cerros que corresponden a estribaciones noroccidentales de la Sierra Nevada de Santa Marta que gradualmente alcanzan una elevación máxima hasta los 5.775 m s.n.m (Rodríguez et al. 2015).

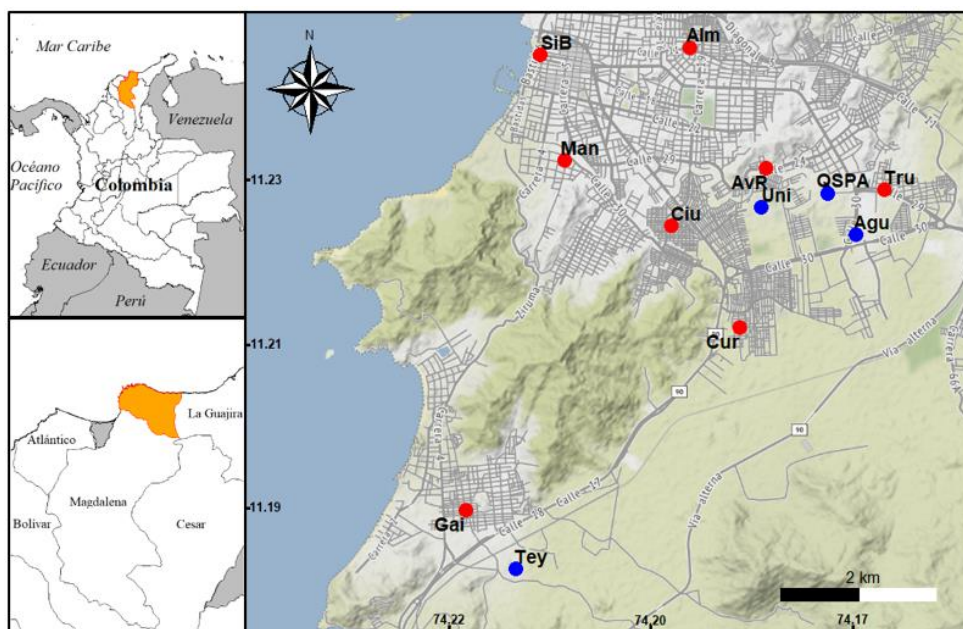


Figura 1. Ubicación de los diferentes parques distritales (puntos rojos) y temáticos (puntos azules) en la ciudad de Santa Marta. Cur: Parque de la Vida, Alm: Parque de los Almendros, Gai: Parque de Gaira, AvR: Parque Lineal Avenida del Río, SiB: Parque Simón Bolívar, Man: Parque de Manzanares, Tru: Parque Lineal Los Trupillos, Agu: Parque del Agua, Ciu: Parque de la Equidad, QSPA: Quinta de San Pedro Alejandrino, Tey: Centro Recreacional Teyuna, Uni: Universidad del Magdalena. El mapa fue construido en RStudio 4.0.3 (Equipo central de R, 2020) a partir de la librería ggmap 3.0.0 (Kahle & Wickham, 2013).

Por su parte, la vegetación predominante en los cerros más cercanos al perímetro urbano de la ciudad (150 – 200 m s.n.m) corresponde a bosques xerofíticos, cardonales, sotobosque y especies arbóreas caducifolias, caracterizados como monte espinoso tropical y bosque seco tropical (Espinal & Montenegro 1963). Las familias con mayor relevancia en estas zonas según los valores de importancia son Fabaceae, Cactaceae, Bombacaceae y Burseraceae (Carbonó et al. 2006). Las formaciones vegetales que superan los 200 m s.n.m corresponden a bosque húmedo y bosque muy húmedo tropical hasta bosque muy húmedo montano bajo (Cuadrado, 2005). Otras formaciones vegetales importantes en la ciudad corresponden a áreas verdes urbanas determinadas como relictos de bosque seco tropical, conformadas principalmente por Fabaceae, Euphorbiaceae y Poaceae (Barranco, et al. 2016). El promedio anual de temperatura es de 27 °C y una precipitación de 609 mm, con un período de sequía entre los meses de diciembre-marzo y una época lluviosa entre septiembre-noviembre (Rangel & Carvajal-Cogollo, 2012).

Tabla 1. Características generales de los ambientes urbanos monitoreados. El área se encuentra dada en hectáreas.

Ambiente	Área total	Área pavimentada	Área del dosel	Características
Parques distritales (PD)	0, 1 – 1, 4	0,08 – 0,68	0,05 – 0,7	Estos sitios se caracterizan por ser zonas de acceso libre, cuya área es variable. Las especies vegetales allí presentes son una combinación de especies nativas e introducidas, exhibiéndose por lo general una baja riqueza vegetal (10 especies en promedio). De igual forma, presentan amplias superficies de concreto a su alrededor (bancas, jardineras, etc.).
Parques temáticos (PT)	3,3 – 25	1,2 – 3,4	1,24 – 11,29	El acceso a estos sitios es más restringido, con una mayor área que en los parques distritales. Las especies vegetales son también una combinación de especies nativas e introducidas, aunque con un mayor número de especies (14 especies en promedio). Presentan menos superficie de concreto a su alrededor, ya que se promueve la interacción positiva con la naturaleza que los rodea. Estos parques tienen fines recreativos, culturales, y de educación ambiental.

Dentro de la ciudad se seleccionaron dos tipos de ambientes urbanos que fueron clasificados como parques distritales y temáticos con base en las características que estos presentan a nivel general (Tabla 1). Esto con el objeto de establecer una aproximación que refleje algunos elementos que pueden conformar la matriz de los entornos urbanos, dado que aún no existe un consenso general de términos que expresen de forma adecuada la heterogeneidad de estos paisajes, por lo que en muchos casos puede resultar complejo establecer términos y definiciones

(MacGregor-Fors, 2011). De esta manera, los sitios caracterizados como parques distritales presentan una baja densidad de árboles, además de un mayor porcentaje de superficies de concreto y un menor número de especies vegetales. Los parques temáticos presentan una densidad arbórea media y la cantidad de concreto es menor a la observada en los parques distritales, ya que en estos sitios se promueve una relación más amigable con entornos verdes. En total se eligieron 12 sitios distribuidos en los dos ambientes mencionados anteriormente, e intentaron cubrir los cuatro puntos cardinales de la ciudad (norte, sur, oriente y nororiente) (Fig. 1), lo cual permitió tener una cobertura espacial representativa del área urbana (Tabla 2). También se tuvieron en cuenta aspectos como el uso que tienen estos espacios para recreación, su importancia ambiental y cultural para los habitantes de la ciudad.

Fase de campo

Se llevó a cabo un muestreo mensual en cada parque durante octubre-diciembre de 2019 y enero de 2020, tratando de cubrir meses de alta y baja precipitación, respectivamente. La elección de los métodos de captura y el número unidades de muestreo se hizo con base en las recomendaciones establecidas en Guerrero et al. (2019).

Debido a la simplificación y homogenización del ambiente urbano, los parques distritales y los parques temáticos carecen de pocos hábitats, por lo tanto, la aplicación de los métodos de recolección estuvo limitado a la instalación de cebos de proteína y carbohidrato, así como la recolección manual de los especímenes. Se ubicaron 15 cebos de proteína (atún) y 15 cebos de carbohidrato (mezcla de galleta con leche condensada) en el estrato epigeo, los cuales fueron revisados y recogidos junto con las hormigas allí contenidas después de 30 minutos desde su instalación. Para complementar el muestreo, se recolectaron manualmente y en el lapso de una hora, las hormigas que forrajeaban en la vegetación arbórea, por dentro y fuera de los puntos de recolecta con cebos. El material recolectado fue preservado en alcohol al 96 %, codificado y rotulado con información teniendo en cuenta el tipo de ambiente urbano, método y fecha de recolecta.

Fase de laboratorio

El material recolectado en campo fue sometido a procesos de limpieza, para la eliminación de restos de atún, galleta o arena. Esto se llevó a cabo con la ayuda de pinzas entomológicas, cajas de Petri y alcohol. Para aquellas muestras con gran cantidad de cebo adherido, se implementó

un pincel de cerdas delgadas con el objeto de disolver el material (e.g., leche condensada mezclada con galletas) en el alcohol y separar los individuos de este. Posterior a la limpieza del material, se realizaron montajes en alfileres entomológicos de acero y triángulos de papel, de tal manera que el *habitus* izquierdo del individuo quedara completamente visible. Una vez completado el montaje, se llevó a cabo el proceso de identificación empleando un estereomicroscopio Nikon SMZ745 y claves especializadas incluidas en el libro de Hormigas de Colombia (Fernández et al. 2019). Una vez completada la identificación de los individuos recolectados, se elaboró la primera colección de referencia de hormigas urbanas de Santa Marta, que fue depositada en la colección de entomología adscrita al Centro de Colecciones Científicas de la Universidad del Magdalena (CBUM) bajo el protocolo propio de depósito de material biológico.

Tabla 2. Sitios de muestreo y ubicación cardinal en la ciudad de Santa Marta, Colombia.

Parque	Tipo de parque	Ubicación cardinal
Parque Simón Bolívar	Distrital	Norte
Parque Los Almendros	Distrital	Norte
Parque Los Trupillos	Distrital	Oriente
Parque de la vida	Distrital	Oriente
Parque Manzanares	Distrital	Sur
Parque Equidad	Distrital	Sur
Parque de Gaira	Distrital	Sur
Parque lineal Av. Del Río	Distrital	Nororiente
Parque del Agua	Temático	Oriente
Universidad del Magdalena	Temático	Oriente

Análisis de datos

Con el objeto de establecer tendencias de cambio (reducción o aumento) en la diversidad de hormigas en los diferentes parques y entre épocas respecto a zonas conservadas, y atendiendo a metodologías propuestas para el estudio de la diversidad en áreas urbanas (McGregor-Fors & Suria, 2019), donde se recomienda el uso de controles a través del muestreo de zonas con vegetación nativa, los resultados fueron comparados con datos obtenidos en un estudio semejante, desarrollado en zonas naturales en la ciudad de Santa Marta (Ramos-Ortega et al.

2022). Estas zonas naturales corresponden a fragmentos urbanos y periurbanos de bosque seco tropical, cuyas áreas son objeto de conservación. El método de captura empleado en estos sitios correspondió al de trampas de caída ("pitfall") y cebos.

Completitud de muestreo

Para evaluar la completitud de muestreo se construyeron matrices de incidencia de las especies de hormigas con las que se elaboraron curvas de cobertura de muestreo, cuya ecuación se encuentra determinada como $\hat{C}_n = 1 - \frac{f_1}{n} \left[\frac{(n-1)f_1}{(n-1)f_1 + 2f_2} \right]$, donde f_1 es el número de especies de las cuales sólo se registró en una ocasión durante el muestreo, f_2 es el número de especies registrada en dos ocasiones y n es el número total de las frecuencias de captura registrada (Cultid-Medina & Escobar, 2019). Es necesario destacar que $\hat{C}_n$ no es una medida de completitud de muestreo análoga a la calculada con estimadores no paramétricos de riqueza tradicionales (e.g., Chao, Jackknife, ACE, ICE, etc.), dado que $\hat{C}_n$ estima el porcentaje de la estructura de la comunidad que se encuentra representada en las especies presentes en la muestra y su interpretación debe hacerse bajo los parámetros implementados en el muestreo; para asumir que un esquema de muestreo presenta un tamaño de muestra aceptable en tiempo y espacio $\hat{C}_n$ debe ser superior al 80% (Cultid-Medina & Escobar, 2019).

Diversidad alfa

La diversidad alfa se estimó a partir de la serie de Hill o diversidad de orden q (qD) (Jost, 2006; Moreno et al. 2011), con base en las matrices de frecuencia de captura, dado que son una aproximación a la abundancia de las especies de hormigas en un sistema (Sarmiento, 2003). Además, la diversidad de orden q es una forma particular de medir la diversidad a partir de herramientas matemáticamente robustas, cuya ventaja sobre los índices clásicos (e.g. Shannon, Simpson, etc.) radica en expresar la diversidad de una comunidad en el número de especies efectivas, pudiendo así comparar directamente la magnitud de la diferencia en la diversidad de varias comunidades (Jost et al. 2010; García-Morales, et al. 2011). Para las comparaciones de diversidad basadas en la incidencia, se usaron los intervalos de confianza (IC) del 95 % y se determinaron las diferencias según lo planteado por Cumming et al. (2007), en donde el no solapamiento entre los IC indica diferencias significativas. La elaboración de las curvas de cobertura de muestreo, así como el cálculo de los números efectivos de especies y los IC se

realizaron con el software RStudio 4.0.3 (Equipo central de R, 2020) y el paquete iNEXT (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2016).

Para determinar el grado de diferenciación entre los órdenes de diversidad para cada ambiente según la época, se empleó la magnitud de la diferencia expresada en porcentaje, planteada como $\%MD = 100 - \left[\frac{{}^qD_{muestra\ 2} * 100}{{}^qD_{muestra\ 1}} \right]$, puesto que para este estudio supone mayor relevancia cuantificar detalladamente las diferencias encontradas, que solo presentar pruebas de contraste clásicas como la t-student. La MD se calculó bajo el mismo nivel cobertura, dado que de esta manera se respeta el principio de replicación, y se estima de forma certera la variación de la diversidad entre comunidades (Cultid-Medina & Escobar, 2019). Además de esto, y con la finalidad de determinar los patrones en las frecuencias de captura en la comunidad de hormigas, se realizaron curvas rango-frecuencia dado que son abstracciones de la estructura de una comunidad altamente compleja que pueden ser muy útiles al momento de hacer comparaciones (Begon, 2006). Asimismo, se elaboraron gráficos de barras para comparar la riqueza de especies durante cada época y en cada uno de los parques muestreados.

Variación espacial y temporal

Para determinar la existencia de patrones en la variación de la comunidad de hormigas entre épocas y tipo de parque o ambiente, se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) (Kruskal, 1964a, 1964b) con base en los datos de frecuencia de captura obtenidos a partir de los cebos. La distancia empleada para la ordenación fue la Bray-Curtis (o porcentaje de diferencia), puesto que es una medida asimétrica que se ajusta bien a datos cuantitativos de comunidades (Borcard et al. 2018). Para mejorar el desequilibrio y disminuir los valores de estrés del nMDS, se aplicó una transformación de raíz cuadrada a la matriz de distancia (McCune & Grace, 2002). Además, para establecer diferencias significativas entre épocas y tipo de ambiente, se realizó un análisis de varianza permutacional o PERMANOVA (Anderson, 2017), a partir de la versión 2.5-7 del paquete Vegan (Oksanen et al. 2020) en RStudio 4.0.3 (Equipo central de R, 2020).

Diversidad beta

Para estimar la diversidad beta (β) se empleó una variante de la partición aditiva de esta, que proporciona no solo el valor total de beta (β_{jac}), sino también los componentes subyacentes a este; el recambio (β_{jtu}) y anidamiento de especies (β_{jne}), se reúnen en la ecuación de la siguiente manera $\beta_{jac} = \beta_{jtu} + \beta_{jne}$. Esta descomposición es necesaria si se desea comprender la

causalidad de los patrones que se encuentra moldeando la diversidad de un lugar, además provee claridad sobre factores cruciales como los biogeográficos y de conservación (Baselga, 2009; Baselga, 2012). Para realizar los cálculos se empleó la versión 1.5.4 de la librería betapart (Baselga & Orme, 2012; Baselga et al, 2021) en RStudio 4.0.3 (Equipo central de R, 2020).

Grupos funcionales

La determinación de los grupos funcionales en hormigas para cada uno de los ambientes evaluados se realizó con base en las categorías sugeridas por Brandão et al. (2012), Bueno & Campos (2017) y Branstetter et al. (2017). A partir de ello, se realizó un análisis gráfico con el objetivo de comparar la variación entre parques distritales y zonas urbanas, teniendo como control las zonas naturales (Ramos-Ortega et al. 2022).

3. Resultados

Complejidad de muestreo

El diseño muestral basado en cebos permitió obtener una alta cobertura de muestreo para los diferentes ambientes y épocas. Los muestreos realizados durante la época lluviosa para ambos tipos de ambiente presentaron una cobertura del 99 %. Durante la época seca los parques distritales presentaron un 98 % y los temáticos 97 %, dando como resultado el déficit muestral más alto para el estudio. Esto indica que, al coleccionar un nuevo individuo, la probabilidad de que este no se encuentre representado en la muestra es de 2 % y 3 %, respectivamente (Figura 2).

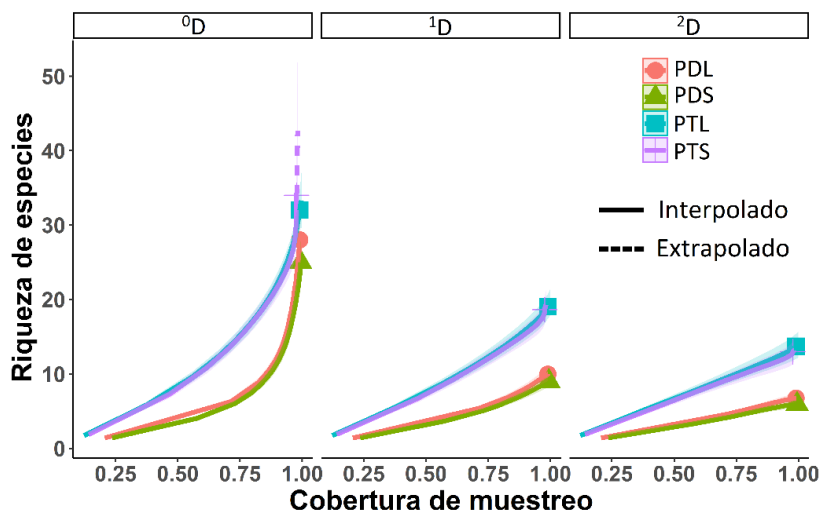


Figura 2. Curvas completitud de muestreo para cada tipo de parque según la época de muestreo. PDL: Parque distrital durante época lluviosa, PDS: Parque distrital durante época seca, PTL: Parque temático durante época lluviosa, PTS: Parque temático durante época seca. Las etiquetas sobre cada panel refieren los diferentes órdenes de diversidad (0D) con base en los cuales se construyeron. Las siluetas entorno a cada curva corresponden a los intervalos de confianza (IC) 95%. El punto que separa la parte interpolada de la extrapolada hace referencia a la diversidad observada para un determinado número de unidades de muestreo.

Composición de la mirmecofauna

Se recolectaron 22695 individuos distribuidos en 59 especies, 27 géneros y siete subfamilias. Las subfamilias con mayor número de especies fueron Myrmicinae, Pseudomyrmecinae, Formicinae y Dolichoderinae, con 35, 8, 7 y 6 especies, respectivamente. Las subfamilias Ponerinae, Dorylinae y Ectatomminae solo presentaron una única especie. Asimismo, los géneros con mayor riqueza fueron *Pheidole* Westwood, 1839, *Pseudomyrmex* Lund, 1831 y *Crematogaster* Lund, 1831 con 11, 8 y 5 especies, respectivamente. Los géneros restantes solo presentaron 3 o menos especies (Anexo 1).

De forma general, cada método (cebos y colecta manual), permitió la captura de 47 especies. En cuanto a los cebos, la especie que presentó mayor frecuencia de captura fue *Dorymyrmex biconis* (56 %), seguida de *Ectatomma ruidum* (40 %), *Pheidole indica* (34 %), *Trichomyrmex destructor* (27 %) y *Solenopsis geminata* (20 %). Especies como *Crematogaster abstinens*, *Pheidole inversa*, *Pheidole urbana* y *Camponotus blandus pronotalis*, presentaron frecuencias intermedias que variaron entre 14% a 6 %. Otras como *Pseudomyrmex gracilis*, *Pseudomyrmex urbanus*, *Tetramorium lanuginosum* y *Wasmannia auropunctata* presentaron frecuencias notablemente bajas (entre 0,1 y 0,2 %) (Anexo 1).

En los parques distritales se capturaron 43 especies, de las cuales *D. biconis* fue la más conspicua con una frecuencia de captura del 34 %; seguida de *P. indica*, *T. destructor*, y *E. ruidum* con 33 %, 21 %, y 10 %, respectivamente. Especies como *Paratrechina longicornis*, *P. inversa* y *Brachymyrmex minutus*, presentaron frecuencias cercanas al 5 %. Otras como *Cyphomyrmex rimosus*, *Nylanderia nodifera*, *Pheidole distorta*, *Solenopsis altinodis* y *T. lanuginosum* presentaron frecuencias de captura semejantes que, además, fueron las más bajas registradas para este tipo de ambiente (0,1 %). Algunas especies como *Crematogaster obscurata*, *Pseudomyrmex curacaensis*, *T. lanuginosum* y *Tetramorium simillimum*, además de presentar frecuencias muy bajas (menos del 1%) solo se capturaron en los parques distritales (Anexo 1).

En cuanto a los parques temáticos, se capturaron 54 especies, donde *E. ruidum* presentó la mayor frecuencia de captura, con un 31 %, seguida de *D. biconis*, *C. blandus pronotalis* y *Solenopsis geminata*, con 22 %, 15 % y 12 %, respectivamente. En este tipo de ambiente, la mayoría de las especies del género *Pheidole* presentaron frecuencias de captura intermedias y muy semejantes entre ellas como es el caso de *Pheidole fallax*, *Pheidole subarmata* y *Pheidole radowszkowskii*, cuyas frecuencias oscilaron entre 7 % y 10 %. Otras especies como *P. inversa*, *P. distorta* y *P. urbana* presentaron una menor frecuencia de captura (entre 4 % y 4,7 %). Alrededor de 12 especies, tales como *Cephalotes femoralis*, *Cephalotes pusillus* y *Pseudomyrmex elongatus* presentaron igual frecuencia de captura, siendo la más baja registrada para este ambiente (0,02 %). Especies como *W. auropunctata*, *Solenopsis bicolor*, *Pseudomyrmex eduardi* y *Forelius damiani* solo fueron capturadas en este tipo de ambientes (Anexo 1).

Por su parte, la implementación de la recolecta manual permitió complementar el muestreo con especies que no fueron recolectadas mediante cebos. De esta manera, este método de colecta aportó 13 especies al inventario de los parques distritales, representando alrededor del 30 % de la riqueza de especies para este tipo de parques. El género más representativo capturado con este método fue *Pseudomyrmex* con seis especies: *P. curacaensis*, *P. gracilis*, *P. urbanus*, *Pseudomyrmex simplex*, *Pseudomyrmex boopis* y *Pseudomyrmex venustus*. Asimismo, la recolecta manual permitió registrar otras especies arbóreas como *Tapinoma melanocephalum*, *Crematogaster rochai*, *C. obscurata*, *Cephalotes minutus* y una especie que habita en el suelo, pero forrajea en diferentes estratos, *Kalathomyrmex emeryi*.

En los parques temáticos se registraron 13 especies que no fueron recolectadas con cebos; esto representa aproximadamente el 24 % del total de especies registradas para este tipo de ambiente. El género con mayor riqueza de especies registradas con este método fue *Pseudomyrmex* con

cinco especies. También permitió registrar otras especies arbóreas como *Azteca* sp. 1, *Cephalotes minutus* y especies del suelo como *Monomorium pharaonis*. Además, permitió capturar a la única especie nómada registrada en todo el muestreo: *Neivamyrmex iridescens* (Anexo 1).

Diversidad alfa

En general, los parques temáticos presentaron mayor riqueza de especies que los parques distritales y para ambos ambientes se mantuvo una tendencia general a presentar mayor número de especies durante la época lluviosa, sin embargo, estas diferencias entre épocas son relativamente bajas. Algunos casos particulares no obedecen a este patrón; por ejemplo, el parque temático Agu presentó un número de especies menor que algunos parques distritales (Ciu y Tru), y en el caso de los parques distritales solo Tru presentó una diferencia marcada en el número de especies entre épocas. Asimismo, en Cur y Alm, la riqueza de especies se mantuvo igual entre las épocas (Fig. 3).

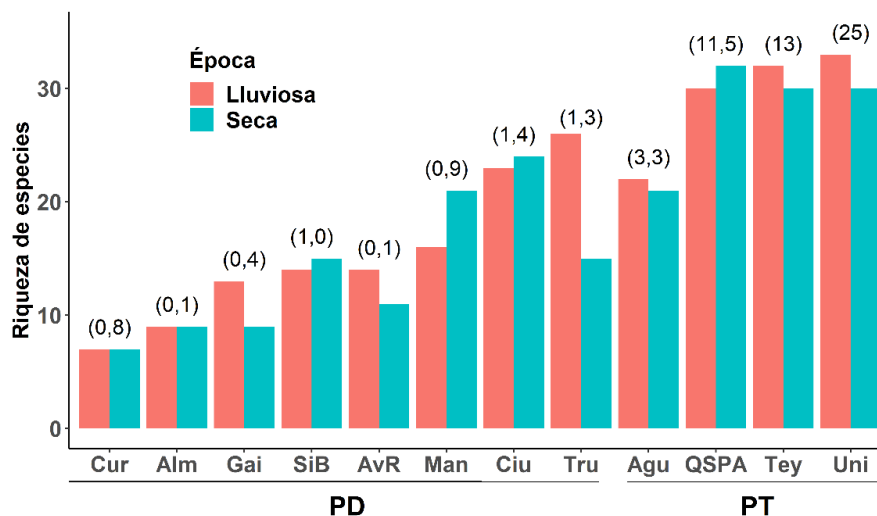


Figura 3. Variación de la riqueza de especies entre parques distritales (PD) y temáticos (PT) de la ciudad de Santa Marta, durante la época lluviosa y seca. Los valores sobre cada par de barras representan el área (en hectáreas) de cada parque. Cur: Parque de la Vida, Alm: Parque de los Almendros, Gai: Parque de Gaira, AvR: Parque Lineal Avenida del Río, SiB: Parque Simón Bolívar, Man: Parque de Manzanares, Tru: Parque Lineal Los Trupillos, Agu: Parque del Agua, Ciu: Parque de la Equidad, QSPA: Quinta de San Pedro Alejandrino, Tey: Centro Recreacional Teyuna, Uni: Universidad del Magdalena.

Con el objeto de realizar comparaciones entre parques distritales y temáticos respecto a áreas conservadas, los cálculos de los órdenes de diversidad para las zonas naturales se realizaron a partir de los datos tomados por Ramos-Ortega et al. (2022), dado que esas zonas corresponden a fragmentos de bosque seco tropical nativo conservados. De esta manera, las zonas naturales presentaron una mayor riqueza de especies (0D) y las diferencias para este orden de diversidad entre este ambiente y los parques temáticos y distritales fueron significativas para ambas épocas. Asimismo, solo se presentaron diferencias significativas en número de especies entre los parques temáticos y distritales durante la época seca; sin embargo, no hubo diferencias significativas entre las épocas climáticas dentro de cada ambiente (Fig. 4). En cuanto al número efectivo de especies frecuentes (1D) fue mayor para las zonas naturales, seguido por los parques temáticos y finalmente los distritales; las diferencias fueron significativas entre todos los tipos de ambientes, pero no hubo diferencias significativas entre las diferentes épocas para un mismo tipo de ambiente (Fig. 4). A diferencia de los parques distritales, las zonas naturales y parques temáticos no mostraron diferencias significativas en términos del número efectivo de especies muy abundantes (2D); de igual forma, solo las zonas naturales fueron significativamente diferentes entre épocas en este componente de la diversidad (Fig. 4).

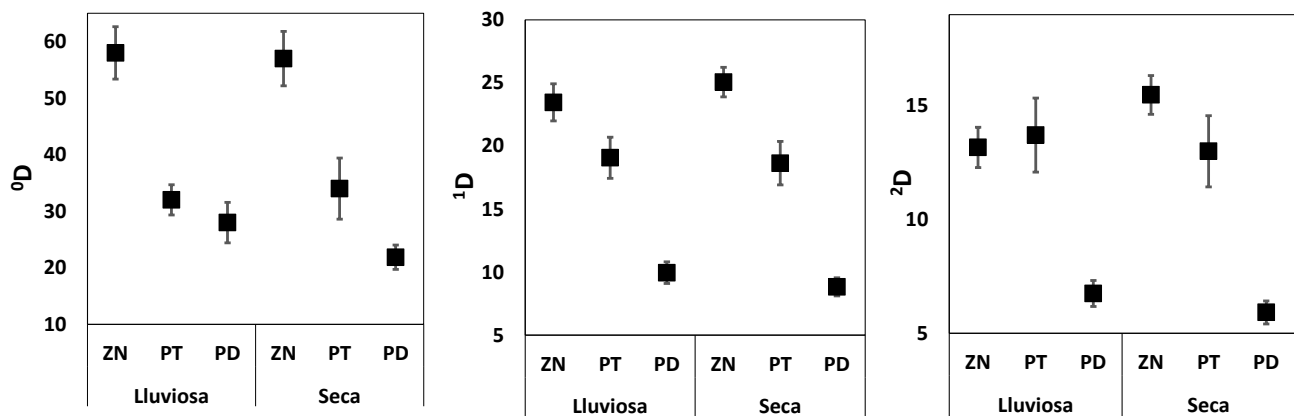


Figura 4. Comparación de la diversidad de orden q (qD), entre los ambientes urbanos y las épocas climáticas. 0D : riqueza de especies; 1D : número efectivo de especies frecuentes; 2D : número efectivo de especies dominantes. Zonas naturales (ZN); parques temáticos (PT); parques distritales (PD).

La magnitud de la diferencia en cuanto al ensamblaje de hormigas fue mayor durante la época seca; el contraste más alto se dio entre los parques distritales y zonas naturales, donde este último tipo de ambiente fue aproximadamente 60% más diverso en todos los órdenes de diversidad que los parques distritales. Asimismo, los parques temáticos fueron 36% más diversos

que los distritales en cuanto a la riqueza de especies (0D) y 50% más diversos en cuanto al número efectivo de especies comunes (1D) y muy abundantes (2D). Las zonas naturales fueron 40 % más diversas que los parques temáticos respecto a la riqueza de especies, y 25 % y 16 % en cuanto al número efectivo de especies comunes y muy abundantes, respectivamente. (Fig. 5A).

De forma general, las tendencias que se presentaron en cuanto la variación en la magnitud de la diferencia durante la época lluviosa, aunque menos contrastante, fueron semejantes a las observadas durante la época seca. De esta manera, las zonas naturales y los parques temáticos fueron más diversos que los parques distritales, especialmente en el número efectivo de especies comunes y muy abundantes. Asimismo, las zonas naturales fueron más diversas que los parques distritales, donde la magnitud de la diferencia fue mayor en cuanto a la riqueza de especies (Fig. 5B).

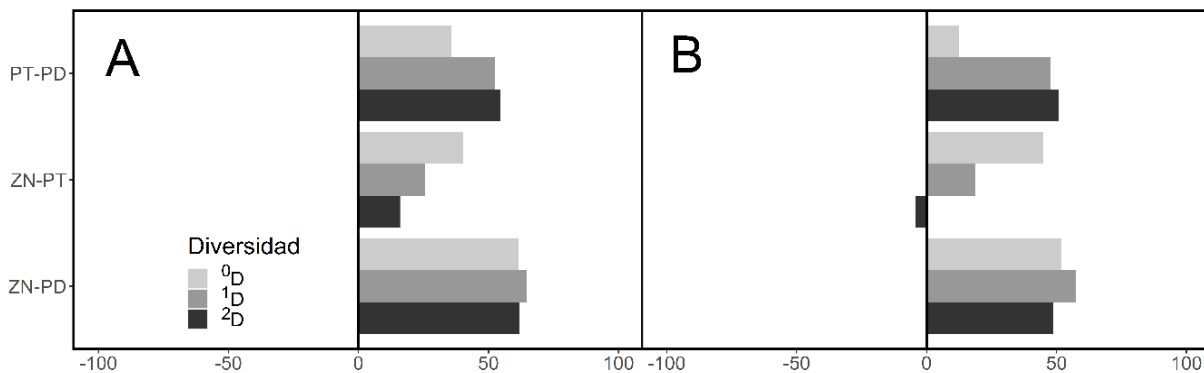


Figura 5. Magnitud de la diferencia de la diversidad (%MD) entre pares de ambientes urbanos evaluados para cada orden de diversidad durante las épocas seca (A) y lluviosa (B). ZN: Zona natural, PT: Parque temático, PD: Parque distrital.

Las frecuencias de captura de las especies de hormigas presentaron variaciones sustanciales en los parques distritales con solo tres especies dominantes (*Dorymyrmex biconis*, *Pheidole indica* y *Trichomyrmex destructor*) que presentaron frecuencias de captura superiores al 20 %, mientras que la mayoría de las restantes presentaron frecuencias de capturas por debajo del 10 %, siendo 0,1 % la frecuencia de captura más baja registrada para este ambiente (e.g., *Tetramorium lanuginosum*, *Solenopsis altinodis* o *Nylanderia nodifera*). Por otro lado, los parques temáticos presentaron especies dominantes como *Ectatomma ruidum* y *D. biconis* con frecuencias de capturas cercanas al 31 % y 22 %, respectivamente. Asimismo, la distribución de las frecuencias se dio de forma gradual y mucho más uniforme que en los parques distritales. Algunas especies

que fueron dominantes en parques temáticos como *E. ruidum*, exhibieron frecuencias muy bajas en parques distritales (9 %). Asimismo, especies como *P. indica* y *T. destructor*, que presentaron frecuencias elevadas en el conjunto de parques distritales, no presentaron frecuencias de captura destacables en parques temáticos. Solo *D. biconis* presentó una dominancia notable en ambos tipos de ambiente (Fig. 6).

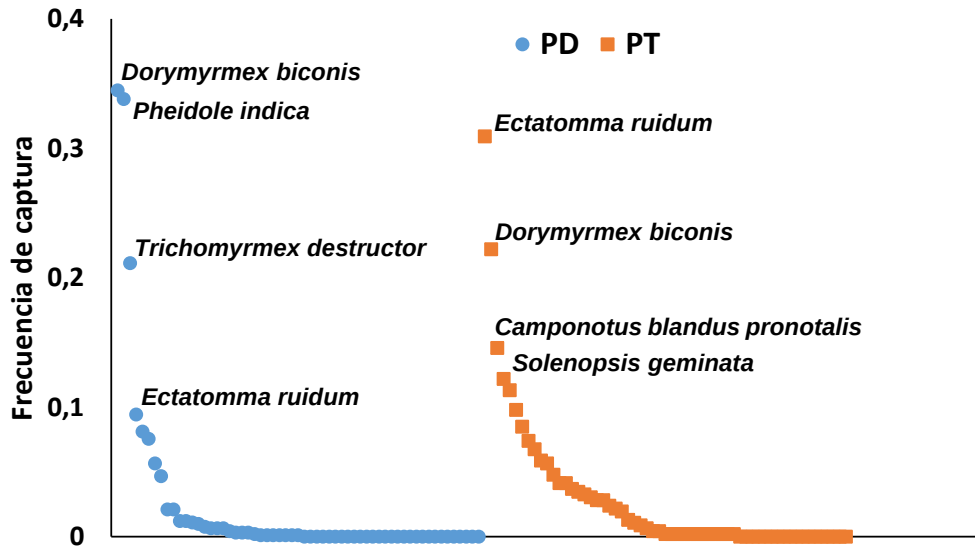


Figura 6. Curvas de rango-abundancia basadas en datos de frecuencia de captura de las especies de hormigas, en los ambientes de parques distritales (PD) y temáticos de Santa Marta (PT). Sólo se destacan los nombres de las especies con mayor frecuencia de captura por cada tipo de parques.

Variación espacial y temporal

A nivel temporal no se presentaron diferencias estadísticamente significativas para cada uno de los ambientes en términos de la estructura de la comunidad de hormigas ($PseudoF = 0.402$, $p = 0.962$). No obstante, entre ambientes se presentó un alto grado de disimilitud y variación en términos espaciales. De esta manera, se hallaron evidencias de diferencias estadísticamente significativas ($PseudoF = 5.596$, $p = 0.001$) entre estos dos tipos de ambiente (Fig. 7).

Diversidad Beta

El mayor grado de variación en la composición de hormigas se presentó entre las ZN-PD (86 %), seguido por las zonas ZN-PT (73,1 %) y los PT-PD (64,5 %). El recambio (Jtu) es el componente que se encuentra moldeando en mayor proporción esta diferencia entre todos los pares de sitios

evaluados, alcanzando el mayor valor entre ZN-PD (73,7 %) y los valores más bajos entre PT-PD (45,1 %). Los valores más altos de anidamiento se presentaron entre PT-PD (19,4 %), mientras que entre ZN-PT hubo una menos proporción de especies anidadas (7,5 %) (Fig. 8).

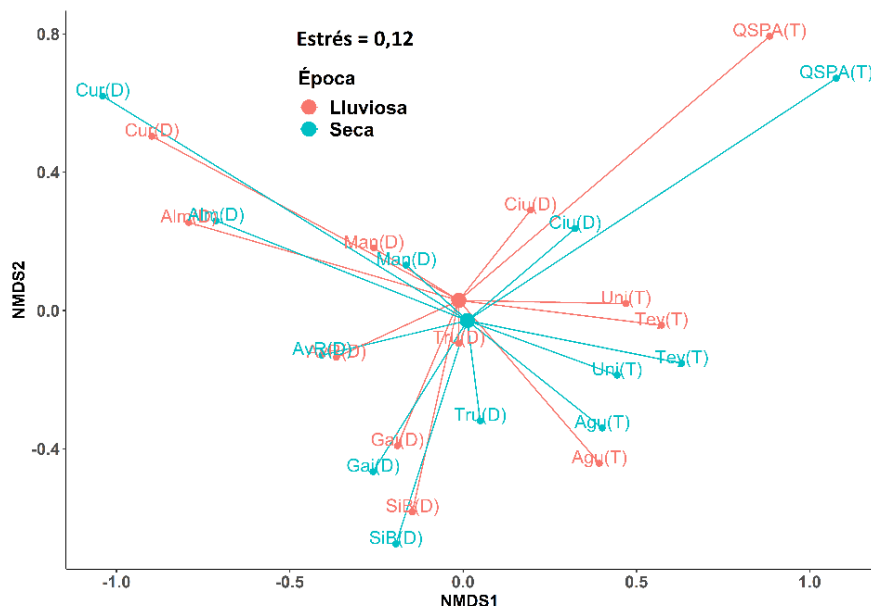


Figura 7. Escalamiento multidimensional no métrico construido con base en los datos de frecuencia de captura para las muestras recolectadas con cebos. Los puntos más grandes de donde nacen las líneas que conectan los sitios representan los centroides. Las letras en paréntesis indican el tipo de ambiente muestreado; T: Parque temático, D: Parque distrital. Cur: Parque de la Vida, Alm: Parque de los Almendros, Gai: Parque de Gaira, AvR: Parque Lineal Avenida del Río, SiB: Parque Simón Bolívar, Man: Parque de Manzanares, Tru: Parque Lineal Los Trupillos, Agu: Parque del Agua, Ciu: Parque de la Equidad, QSPA: Quinta de San Pedro Alejandrino, Tey: Centro Recreacional Teyuna, Uni: Universidad del Magdalena.

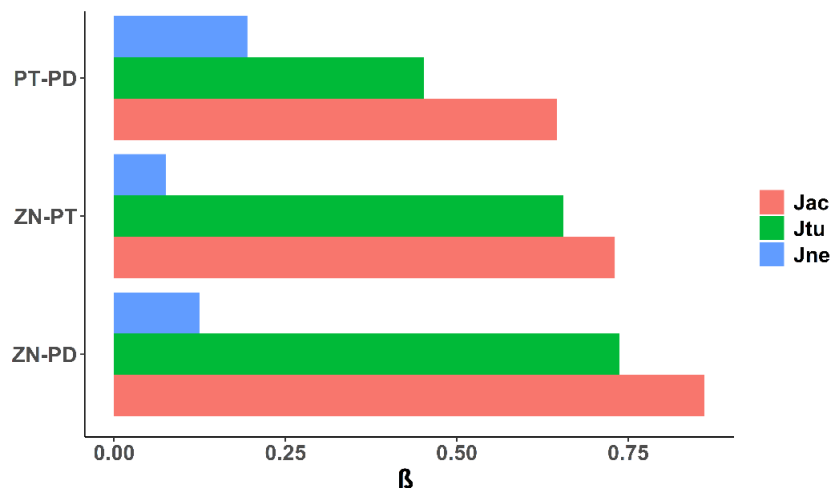


Figura 8. Diversidad beta entre pares de sitios basado en el índice de Jaccard (Jac) y sus componentes de recambio (Jtu) y anidamiento (Jne). Los valores fueron calculados con base en el inventario de cebos y colecta manual. ZN: Zona natural, PT: Parque temático, PD: Parque distrital.

Grupos funcionales

Se registraron nueve grupos funcionales en los parques distritales (PD), 11 en los parques temáticos (PT) y 14 en las zonas naturales (ZN). Los grupos generalistas presentaron mayor predominancia en los parques distritales, representadas principalmente por myrmicinas y formicinas generalista, seguido de grupos como las depredadoras arbóreas y arbóreas que se alimentan de polen. Las hormigas cortadoras de hojas y cultivadoras de hongos presentaron menor predominancia en estos parques; los grupos funcionales ausentes en este tipo de ambiente corresponden en su mayoría a grupos especialistas (Fig. 9). Asimismo, los grupos con mayor predominancia en los parques temáticos fueron las myrmicinas y formicinas generalistas, seguida de las depredadoras arbóreas, epigeas y cortadoras de hojas. Los grupos especialistas (exceptuando las depredadoras nómadas) y depredadoras generalistas hipogeas no se presentaron en este tipo de ambiente. Por su parte, las depredadoras generalistas epigeas fueron el grupo con mayor dominancia en las zonas naturales (ZN), seguida de myrmicinas y formicinas generalistas y cultivadoras de hongos (Fig. 9). El único grupo funcional ausente en este ambiente fueron las arbóreas omnívoras, representadas únicamente por la morfoespecie *Azteca* sp. 1.

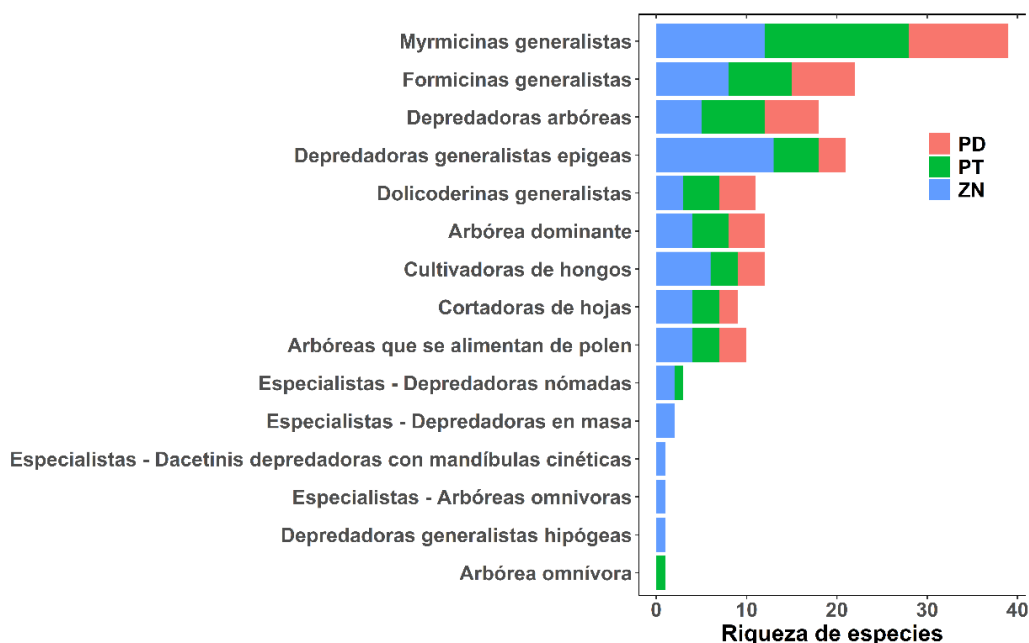


Figura 9. Grupos funcionales registrados en los parques distritales (PD), parques temáticos (PT) y zonas naturales (ZN). El listado de grupos funcionales en las zonas naturales se extrajo de los estudios llevados a cabo por Ramos-Ortega et al. (2022).

4. Discusión

Composición y Diversidad alfa

Las 59 especies registradas corresponden aproximadamente al 5 % del total de especies conocidas a nivel nacional (Fernández et al. 2019). La riqueza de especies por subfamilia mantuvo un patrón general identificado en otros estudios orientados hacia la caracterización de la comunidad de hormigas en zonas urbanas, siendo Myrmicinae la familia con mayor riqueza, seguida de otras como, Pseudomyrmecinae, Dolichoderinae y Formicinae, mientras que subfamilias como Ponerinae, Dorylinae y Ecatomminae, suelen estar representadas por una o dos especies como algunas del género *Odontomachus* o *Ectatomma* (Neita et al. 2004; Cupul-Magaña, 2009; Chacón de Ulloa & Abadía, 2014; Vergara et al. 2007). Otros estudios tanto en zonas naturales (Toro & Ortega, 2006) como perturbadas (Fontalvo-Rodríguez & Solís-Medina, 2009) han determinado que Myrmicinae es la subfamilia mejor representada. Este patrón suele atribuirse a la variedad de estrategias que las Myrmicinae emplean para su nidificación y alimentación que varía desde generalistas hasta la especialización en la explotación de algún

recurso (Fernández et al. 2019; Ward, 2014). Otras subfamilias como Dolichoderinae y Ponerinae son consideradas como grandes subfamilias dado el número de especies registradas a nivel mundial (Fernández et al. 2019); no obstante, aunque para Dolichoderinae se mantuvo un patrón de alta riqueza de especies, Ponerinae fue una de las menos representadas para este estudio (aproximadamente el 1,7 % del total de especies), lo que puede deberse a que las especies de esta subfamilia, no están encontrando la suficiente cantidad de recurso (ya sea alimenticio o de anidación) para mantener un alto número de especies en estos ambientes urbanos.

Dentro del conjunto de especies registradas se destacan algunas por su clasificación de “especies vagabundas” que pueden ser exóticas como *Trichomyrmex destructor*, *Paratrechina longicornis*, *Pheidole indica*, *Tapinoma melanocephalum*, o nativas como la hormiga de fuego, *Solenopsis geminata*. Estos resultados contrastan con otros estudios realizados en el suroccidente del país, dado que el patrón general encontrado indica que las especies más frecuentes en zonas muy alteradas son algunas exóticas como *Tapinoma melanocephalum* y nativas como *Wasmannia auropunctata* (Chacón de Ulloa et al. 2019). A pesar del alto número de individuos que puede presentar *Wasmannia auropunctata* como consecuencia de la poliginia dentro de sus colonias (Chacón de Ulloa, 2003), esta especie solo fue capturada en un único cebo instalado en el parque temático QSPA, por lo tanto, presentó una de las frecuencias de captura más bajas junto con otras especies como *Monomorium pharaonis*, *Solenopsis altinodis* y *Solenopsis bicolor*.

Por otro lado, *Dorymyrmex biconis*, fue recolectada en todos los parques y consecuentemente en ambos tipos de ambientes (Fig. 6). Esta especie presenta frecuencias excepcionalmente bajas en zonas naturales y poco perturbadas como los cerros aledaños a la ciudad de Santa Marta (Ramos-Ortega et al. 2022), por lo que las altas frecuencias de captura registradas para esta especie en los parques distritales sugieren una alta preferencia por estos hábitats simplificados, secos, con poca vegetación, y en general, diferentes ambientes perturbados como se ha sugerido en estudios que describen aspectos de su biología (Cuezzo & Guerrero, 2012). Asimismo, esta alta frecuencia de captura puede atribuirse a los hábitos generalistas y carroñeros de la especie, y a la facilidad que presentan al momento de explotar recursos en ambientes donde otras especies no son capaces de establecerse (Cuezzo & Guerrero, 2012).

Pheidole indica presentó un comportamiento semejante a *Dorymyrmex biconis*; aunque esta especie también fue recolectada en ambos tipos de ambiente, las frecuencias de captura registradas en los parques distritales fueron notablemente mayores (34 %, aproximadamente) que en los parques temáticos (0,04 %) (Anexo 1), por lo que las zonas urbanas muy alteradas, con poca riqueza de especies vegetales y gran parte de su superficie impermeabilizada por el

pavimento, puede estar funcionando como un ambiente óptimo que favorece el aumento en el número de individuos dentro de las colonias de esta especie (Fig. 6). Este tipo de preferencia por parte de las especies exóticas también se ha observado en investigaciones donde se sugiere que la configuración de la matriz de zonas urbanas puede funcionar como un sitio óptimo para el asentamiento y reproducción de algunos artrópodos exóticos (Vilisics & Hornung, 2009). Otros estudios sobre *Pheidole indica* en el Caribe han encontrado una fuerte asociación de sus poblaciones con sitios urbanos altamente perturbados (Wetterer, 2011). La rápida colonización en diferentes zonas por parte de *P. indica* se atribuye a aspectos antropogénicos como el transporte por comercio (Sarnat et al. 2015), y se ha sugerido que el asentamiento y expansión de sus colonias puede atribuirse, además de a sus hábitos generalistas, a que tiene la capacidad de desplazar especies nativas (Collingwood et al. 1997; Martínez, 1992). Esto se convierte en un aspecto de especial importancia en la ciudad de Santa Marta, si se tiene en cuenta el carácter exótico de *P. indica*, de la cuales desconoce su efecto sobre las especies nativas de otras hormigas, artrópodos y plantas.

Los parques distritales presentaron una menor riqueza de especies que los parques temáticos. La alta riqueza de especies de hormigas en los PT respecto a los PD se puede atribuir a una mayor cobertura y riqueza de especies vegetales (McKinney, 2008; Uno, 2010; Schuldt & Staab, 2015) y a que se encuentran cercanos a relictos de bosque seco tropical, como en el caso de QSPA y Uni, o las formaciones vegetales subxerofíticas poco intervenidas que se encuentran aledañas a Tey, las cuales pueden estar promoviendo el aumento en la riqueza de especies a este tipo de ambiente. Esta tendencia puede explicarse dado que la mayoría de los parques distritales presentan un área reducida que se encuentra aislada de zonas naturales, como los parches de bosque seco tropical, que puedan promover el incremento en número de especies mediante eventos de dispersión, especialmente durante la época lluviosa que es cuando la gran mayoría de las hormigas en el trópico salen a reproducirse y buscar recurso para establecer sus nidos (Feitosa & Prada-Achiardi, 2019). De esta manera, el tamaño y el grado de aislamiento de los parques puede ser un factor importante que determinan la probabilidad de ocupación de dichas zonas, como se ha determinado en otros estudios (Eriksson et al. 2014), en donde se demuestra que al incrementarse el tamaño de un área determinada (e.g. las zonas verdes) se incrementará el tamaño poblacional, dado que es más fácilmente detectado por los individuos de las distintas especies que pueden dispersarse dentro del paisaje. Por otro lado, si se aumenta el aislamiento de un parque, la probabilidad de que sea colonizado se reduce (Eriksson et al. 2014). Asimismo, el grado de aislamiento y el tamaño reducido de las zonas puede limitar dinámicas de “efecto rescate” (Levins, 1969; Hanski, 1999), que permitan que una población logre mantenerse

a lo largo del tiempo en este tipo de zonas. A esto se le suma la poca cobertura vegetal y una riqueza de especies de plantas limitada, que en el caso de algunos parques (e.g. Alm, AvR, Cur) se encuentra representada principalmente por especies como *Mangifera indica* Linnaeus y *Azadirachta indica* Juss, ambas especies introducidas, de las cuales se ha probado que *A. indica* puede llegar a ser tóxica para algunos insectos (Nauuman & Isman, 1996; Mordue & Nisbet, 2000; Chaudhary et al. 2017).

La variación observada en la estructura de la comunidad de hormigas en los ambientes urbanos seleccionados para este estudio es un patrón que ha sido registrado en diferentes estudios llevados a cabo en Colombia (Vergara et al. 2007; Arango et al. 2007) y otros países de Latinoamérica como México (Jarillo, 2017) y Brasil (Caldart et al. 2012; Lutinski et al. 2013), en donde la mayor riqueza de especies se atribuye principalmente a la cobertura vegetal y al tamaño del sitio de muestreo. En otros casos, se ha llegado a proponer a los campus universitarios como reservorio de especies dado que estas suelen presentar zonas verdes que pueden promover la diversidad de hormigas dentro de las zonas urbanas (Pedroso et al. 2021). Asimismo, esta es una característica presente en los ambientes clasificados como parques temáticos en este estudio, por lo que este tipo de zonas pueden estar promoviendo la diversidad de hormigas en zonas urbanas de la ciudad de Santa Marta. Por el contrario, sitios con mayor grado de perturbación, como los parques distritales exhiben una menor riqueza de especies, en donde solo aquellas especies de comportamiento generalista son capaces de mantener frecuencias altas (e.g., *P. indica*) respecto a las más especializadas (e.g., *Kalathomyrmex emeryi*) (Anexo 1). Algunos estudios en áreas más urbanizadas como hospitales y residencias indican una riqueza limitada a unas pocas especies que son principalmente exóticas. Esto es concordante con lo que se describe para los parques distritales, los cuales exhiben una mayor simplificación del paisaje con una consecuente disminución en la heterogeneidad ambiental.

Las diferencias marcadas en la comunidad de hormigas en ambos tipos de ambiente también es posible atribuirlos al comportamiento generalista de algunas especies como *D. biconis* y *P. indica* en los parques distritales o *Ectatomma ruidum* en los parques temáticos, y a su capacidad de explotar recursos que puedan suponer fuentes de alimento en ambientes perturbados, en comparación con otras que, por sus hábitos especializados, pueden verse rezagadas (e.g., *Neivamyrmex iridescens*). Dada la poca disponibilidad de recurso existente en los parques distritales, es posible que las especies presenten un aprovechamiento de recurso menos uniforme, en comparación con los parques temáticos, cuya curva rango-abundancia presentó un

descenso más gradual, lo que sugiere un aprovechamiento de los recursos de manera más equilibrada (Begon, 2006) (Fig. 6).

Variación espacial y temporal

En términos generales, no existe variación temporal evidente tanto en los parques temáticos como distritales (Fig. 7). La ausencia de diferencia temporal en la estructura de la comunidad de hormigas se ha observado en otros estudios en bosques secos (Varela-Hernández, 2013) y mesófilos (Reynoso, 2019), que involucran gradientes que van desde zonas naturales conservadas, hasta áreas próximas a cultivos y centros urbanos altamente perturbados por lo que las épocas climáticas podrían tener poca influencia sobre la estructura de la comunidad de hormigas dependiendo del tipo de ambiente.

La alta variación espacial de la comunidad de hormigas (Fig. 7) puede atribuirse principalmente a las especies que presentaron mayor afinidad por cada tipo de ambiente, o que solo se registraron en uno de estos. De esta manera, algunas especies como *Camponotus blandus pronotalis*, *Crematogaster abstinens*, *Tapinoma melanocephalum* o *Solenopsis altinodis* estuvieron presentes en ambos ambientes, sin embargo, la frecuencia fue mayor en los parques temáticos, siendo hasta 18 y 26 veces mayor que en los parques distritales, como en el caso de *C. abstinens* o *T. melanocephalum*, respectivamente. Esto mismo ocurre con los parques distritales donde especies como *Trichomyrmex destructor* y *Pheidole indica* estuvieron en ambos tipos de ambiente, no obstante, su frecuencia fue notablemente mayor en los parques distritales (Anexo 1), mientras que atributos de los parques temáticos como mayor cobertura vegetal, permitió registrar una mayor frecuencia de captura para especies como *Brachymyrmex cordemoyi*, *T. melanocephalum* y *C. blandus pronotalis* que, en su mayoría, fueron capturadas forrajeando sobre los árboles. Asimismo, esta diferencia también es atribuible a las especies que solo se hallaron en uno de los dos tipos de ambientes como *Azteca* sp. 1, *Neivamyrmex iridescens*, *Odontomachus bauri*, *Pogonomyrmex mayri* y algunas del género *Pseudomyrmex* en los parques temáticos, y *Dorymyrmex tuberosus*, *Crematogaster obscurata* y especies del género *Tetramorium* en los parques distritales. Este comportamiento de la biodiversidad se ha determinado en otros estudios, en donde se sugiere que la estructura de la comunidad de artrópodos cambia como consecuencia de la homogeneización del hábitat provocada por

urbanización, mientras que aquellas zonas que presentan mayor vegetación pueden funcionar como un reservorio de la biodiversidad en estos ambientes alterados (Bang & Faeth, 2011).

Por otro lado, algunos autores han sugerido que caracterizar la variación espacial de la fauna de hormigas se debe realizar implementando diferentes estrategias de recolección que permitan llevar a cabo una estratificación vertical, por lo que es necesario instalar desde trampas subterráneas, hasta métodos para capturar hormigas halladas en el dosel, lo que finalmente podría sumar especies al inventario de estos ambientes urbanos (Brassard et al. 2021). Este aspecto podría ser una de las principales limitantes de este estudio, sin embargo, otros autores sugieren que la caracterización de la estructura de una comunidad de hormigas donde se implementen de forma conjunta todos estos métodos puede resultar en una tarea desafiante tanto en zonas naturales como en áreas urbanas (Gotelli et al. 2011; Brassard et al. 2021).

Diversidad beta

El mayor grado de diferenciación en la composición de hormigas se encuentra determinado por el recambio de especies en los tres tipos de ambientes. De esta manera, la mayor diferenciación se presentó entre las zonas naturales y los parques distritales (86,1 %), un resultado esperado, ya que en las zonas naturales presentan un alto grado de conservación y, por lo tanto, un mayor número de especies no compartidas con los parques distritales. Asimismo, el anidamiento (12 %) puede ser explicado por un número reducido de especies que pueden estar en ambos tipos de ambiente como *Camponotus zonatus*, *C. lindigi*, *Brachymyrmex minutus* o *C. blandus pronotalis*, las cuales surgen como un subgrupo del total de las especies encontradas en las zonas naturales. Esto puede deberse a que este grupo de especies de hormigas, tanto generalistas como de hábito arbóreo, puede encontrar el suficiente recurso en las especies vegetales presentes en los parques distritales. En cuanto al recambio (73,7 %), este es causado por especies que solo se encontraron en uno de los tres tipos ambientes, como *Camponotus coruscus* (Smith, 1862), *Leptogenys ritae* Forel, 1899 o *Mycetomoellerius zeteki* (Weber, 1940) que solo se hallaron en las zonas naturales, y *Brachymyrmex cordemoyi*, *Dorymyrmex tuberosus* y *Camponotus abstinens* que se registraron en parques distritales, pero estuvieron ausente en zonas naturales. Esto puede deberse a que algunas especies solo encuentran un hábitat óptimo en sitios poco intervenidos y con alta cobertura vegetal como el caso de algunas Ponerinae (Fernández & Guerrero, 2019), mientras que otras pueden estar presentando mayor facilidad para establecerse en las áreas urbanas perturbadas, como es el caso de algunas Formicinae (e.g. *Paratrachina longicornis*) y Dolichoderinae (e.g. *D. biconis*).

Una tendencia semejante se presentó entre las zonas naturales y parques temáticos, donde la diferenciación fue del 73,1 % y sus componentes de anidamiento y recambio fueron de 7,5 % y 65,5 %, respectivamente. El primer caso puede explicarse por la presencia de un pequeño grupo de especies en ambos ambientes, como algunas del género *Cephalotes*, *Crematogaster* y *Pheidole* que pueden considerarse un subgrupo de la riqueza de especies total hallada en las zonas naturales. Asimismo, el alto nivel de recambio entre este par de ambientes puede estar siendo causado por especies del género *Pseudomyrmex* que no fueron registradas en zonas naturales o algunas de la subfamilia Ponerinae y Dorylinae, que no se hallaron en parques temáticos (Fig. 8).

El menor grado de diferenciación en cuanto a la composición de la comunidad de hormigas que se presentó entre parques distritales y temáticos (64,5 %) puede atribuirse a las especies compartidas por estos sitios, como aquellas de los géneros *Brachymyrmex*, *Camponotus*, *Cephalotes*, *Crematogaster*, *Pheidole*, que a su vez explican el anidamiento (19,4 %), ya que representan un subgrupo del total de la diversidad de los parques temáticos, mientras que el recambio (45,1 %) es explicado por algunas especies como *Odontomachus bauri*, *Neivamyrmex iridescens*, *Myrmicocrypta buenzlii*, y algunas de los géneros *Pseudomyrmex* y *Tetramorium*, que no fueron registradas en parques temáticos (Fig. 8).

Grupos funcionales

La mayor diversidad taxonómica en las zonas naturales seguido, de los parques temáticos y distritales también es un patrón observado para los grupos funcionales en hormigas. La principal diferencia entre zona naturales respecto a los parques distritales y temáticos radica en la presencia de hormigas especializadas como arbóreas omnívoras, dacetinis depredadoras con mandíbulas cinéticas o depredadoras en masa, que no fueron halladas en los parques distritales ni temáticos (Fig. 9). Dentro del grupo de las depredadoras generalistas epigeas se encuentran especies tales como *Pachycondyla harpax* o *Anochetus inermis* que son consideradas como indicadoras de buena calidad del ambiente dado que nidifican en el suelo, madera en descomposición, bajo rocas, hojarasca, humus, raíces expuestas de los árboles, detritos, incluso en termiteros. (Fernández & Guerrero, 2019). La semejanza en términos de los grupos funcionales presentes en parques distritales y temáticos está determinada por grupos generalistas, sin embargo, otros grupos asociados a plantas como las cultivadoras de hongos (e.g., *Kalathomyrmex emeryi* y *Paratrachymyrmex irmgardae*), arbóreas que se alimentan de polen (e.g., *Cephalotes femoralis* y *Cephalotes minutus*) y depredadoras arbóreas (e.g., especies

del género *Pseudomyrmex*) que fueron registradas en ambos tipos de ambientes indican que los parques distritales también pueden tener potencial para el resguardo de algunas especies que presentan equivalencia funcional con las especies halladas en zonas naturales, como es el caso de algunas del género *Pseudomyrmex* y *Crematogaster*.

Por otro lado, los parques temáticos presentaron mayor cantidad de grupos compartidos con las zonas naturales. Además de esto, uno de los 11 grupos funcionales (*i.e.*, Arbóreas Omnívoras) registrados en los parques temáticos no fue encontrado ni en las zonas naturales ni en los parques distritales, por lo que este tipo de ambiente puede estar desempeñando un papel importante en cuanto al resguardo de grupos funcionales, lo que finalmente se traduce como un sitio de conservación para algunas especies que no logran establecerse en los parques distritales (Fig. 9).

En los trópicos, el cambio en el uso del suelo para fines antropogénicos tiene un papel importante en la pérdida de la diversidad de grupos funcionales de hormigas, especialmente aquellos que guardan una estrecha asociación con las plantas como las cultivadoras de hongos y otros grupos especializados como las depredadoras, mientras que para los grupos generalistas y oportunistas, aunque este tipo de alteración no parece presentar un efecto importante de la disminución de su riqueza, tampoco promueve su diversidad, lo que finalmente se puede traducir como pérdida de la diversidad total de grupos funcionales si se compara con zonas naturales conservadas (Santos et al. 2021). Asimismo, se ha demostrado que estos grupos de hormigas generalistas tienden a dominar en la medida que se aumenta la superficie impermeabilizada por pavimento (Shochat et al 2006; Evans et al, 2011). Por lo tanto, la planificación con suficiente respaldo y asesoramiento científico de áreas verdes en zonas alteradas como el casco urbano de las ciudades, debe volverse un componente imprescindible si se desea promover la biodiversidad en este tipo de zonas con alto grado de intervención antrópica (Norton et al. 2016).

5. Conclusión

En términos generales, los parques temáticos son entornos con mayor riqueza de especies que los parques distritales, y la variación en la estructura de la comunidad a nivel temporal en ambos tipos de ambientes no es un factor marcado en zonas urbanas de la ciudad de Santa Marta, mientras que la alta variación espacial es un patrón evidente. El recambio es el factor que se encuentra moldeando la diversidad en la comunidad de hormigas para ambos tipos de ambiente en mayor proporción. Al comparar estos dos tipos de ambientes con zonas naturales conservadas de la ciudad, se evidencia que los parques temáticos pueden presentar un mayor potencial para

la conservación de la diversidad de hormigas dado que presentan mayor semejanza con estos ambientes naturales, mientras que los parques distritales presentan un menor potencial de conservación, lo que se evidenció en los mayores valores de anidamiento respecto a las zonas naturales y parques temáticos. Asimismo, los parques temáticos presentaron mayor cantidad de grupos funcionales que los parques distritales; los grupos más dominantes en ambos tipos de ambiente son aquellos de hábitos generalistas que presentan mayor facilidad para establecerse en entornos alterados, mientras que los más especializados como las cortadoras de hojas se vieron diezmados. Las especies con mayor dominancia en parques distritales son *Dorymyrmex biconis* y *Pheidole indica*, mientras que en parques temáticos son *Ectatomma ruidum* y *D. biconis*, sugiriendo una alta afinidad de *D. biconis* por los entornos urbanos. Las especies arbóreas más frecuentes son las pertenecientes al género *Crematogaster*, sin embargo, el género *Pseudomyrmex* es el más rico en las zonas urbanas de Santa Marta. Finalmente, los resultados de este estudio representan un conocimiento base sobre las dinámicas de la comunidad de hormigas en la ciudad de Santa Marta y debe ser complementado y comparado con otros estudios tanto en otras zonas del Caribe colombiano, así como otras regiones biogeográficas del país, puesto que puede existir aspectos ecológicos no involucrados en esta investigación que pueden brindar una mejor comprensión de las dinámicas de la comunidad de hormigas en ambientes urbanos en Colombia.

6. Referencias Bibliográficas

Achury, R., Arcila, A. & Chacón de Ulloa, P. (2011). The Myrmicinae ant *Pheidole susannae* as potencial urban pest in Colombia. En Robinson, W. H. & De Carvalho-Campos, A. E. (Eds.), *Proceeding of the 7th International Conference on Urban Pests*. Conferencia llevada a cabo en Ouro Preto, Brazil.

Aldana, R., Lucía, M. & Chacón de Ulloa. (1995). Introducción de la hormiga loca (*Paratrechina fulva*) a la reserva natural laguna del sonso (Valle del Cauca, Colombia). *Boletín Museo de Entomología Universidad del Valle*, 3(1): 15-28.

Alonso, L. (2000). Ants as indicators of diversity. En Agosti, D., Majer, J., Alonso, L. & Schultz, T. (Eds.), *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (pp. 80-89). Smithsonian Institution Press.

Andersen, A. & Majer, J. (2004). Ants show the way Down-Under: Invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 291-298.

Anderson, M. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. <https://doi.org/doi:10.1002/9781118445112.stat07841>

Arango, G. & Piedrahita, L. (2004). Mesofauna de las hormigas en el compost de la Corporación Universitaria Lasallista. *Revista Lasallista de Investigación*, 1(1): 22-26.

Arango, L., Montes, J., López, D. & López, J. (2007). Mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperoidea), Escarabajos Coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) y Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) del Ecoparque Alcázares – Arenillo (Manizales, Caldas - Colombia). *Museo de Historia Natural*, 11: 340-409.

Arcila, A. & Quintero, M. (2005). Impacto E Historia De La Introducción De La Hormiga Loca (*Paratrechina fulva*) a Colombia (1). Recuperado de <https://www.researchgate.net>

Arcila-Cardona, A., Osorio, A., Bermúdez, C. & Chacón de Ulloa, P. (2008). Diversidad de hormigas cazadoras asociadas a los elementos del paisaje del bosque seco. En Lozano-Zambrano, F., Fernández, F., Jiménez, E. & Arias, T. (Eds.), *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas cazadoras de Colombia* (pp. 531-553). Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Baldock, K., Goddard, M., Hicks, D., Kunnin, W., Mitschunas, N., Osgathorpe, M., Potts, S., Robertson, K., Scott, A., Stonne, Vaughan, I. & Memmott, J. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *The Royal Society Publishing*, 282: 1-10. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>

Bang, C. & Faeth, S. (2011). Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning*, 103: 383–399. <https://doi:10.1016/j.landurbplan.2011.08.013>

- Barranco, W. (2015). Plan decenal de manejo bosque seco tropical en el campus de la Universidad Del Magdalena [2015-2025] (1). Recuperado de <https://www.unimagdalena.edu.co>
- Barranco-Pérez, W., Castellanos-Barliza, J., García-Quiñones, H. & Yepes-Rapelo, D. (2016). Florula de un fragmento urbano de bosque seco tropical. *Revista de la Facultad de Ciencias*, 5 (1), 141-147. <https://doi.org/10.15446/rev.fac.cienc.v5n1.54119>
- Baselga, A. & Orme, C. (2012). Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Method in Ecology and Evolution*, 3: 808-812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Baselga, A. (2009). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134-143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Baselga, A., Orme, D., Villeger, S. De Bortoli, J. & Leprieur, F. (2021). Betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Versión del paquete de R 1.5.4. <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Battán-Horenstein, M., Bellis, L. & Gleiser, R. (2016). Diversity of Necrophagous Blowfly (Diptera: Calliphoridae) Of Medical and Veterinary Importance In Urban Environments In Córdoba (Argentina). *Caldasia*, 38(1): 183-195.
- Begon, M., Townsend, C. & Harper, J. (2006). Ecology from individuals to ecosystems (4 ed.). BLACKWELL PUBLISHING.
- Bolton, B. (2020). An online catalog of the ants of the world. Massachusetts, E.U. Recuperado de <http://antcat.org>.
- Borcard, D., Gillet, F., Pierre, L. (2018). Numerical ecology with R (2^a ed). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Brandão, C., Silva, R. & Delabie, J. (2012). Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: Nutritional and applied implications. En Panizzi, A.R., Parra, J.R.P. (Eds.), *Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management* (pp. 213–236). CRC Press.
- Branstetter, M., Jesovnik, A., Sosa-Calvo, J., Lloyd, M., Faircloth, B., Brady, S. & Schultz, T. (2017). Dry habitats were crucibles of domestication in the evolution of agriculture in ants. *Proceedings of the Royal Society*, 284: 1-10. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0095>
- Brassard, F., Leong, C., Chan, 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: 1–189. <https://doi.org/10.3390/d13080358>
- Buczkowski, G. & Richmond, D. (2012). The effect of urbanization on ant abundance and diversity: A temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS ONE*, 7(8): 1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041729>

Bueno, O. & Campos A. (2017). Formigas que vivem no ambiente urbano. En Bueno, O.C., Campos A.E. y Morini. M.S. (Eds). *Formigas em ambientes urbanos no Brasil* (pp. 31-47). Canal 6 Editora.

Caldart, V., Iop, S., Lutinski, A. & Mello, F. (2012). Diversidade de formigas (Hymenoptera, Formicidae) do perímetro urbano do município de Chapecó, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 14: 81-94.

Camargo-Vanegas, J. & Guerrero, R. (2020). Las hormigas Pheidole (Formicidae: Myrmicinae) en el bosque seco tropical de Santa Marta, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 2020, 46(2), e8433. doi.org/10.25100/socolen.v46i2.8433

Carbonó, E., López, H., Mendieta, W., Jiménez, L. & Vilardy, S. (2006). *Estado de conservación de los cerros de Santa Marta, Colombia: Convenio interadministrativo de cooperación técnica y financiera entre el DADMA y la Universidad del Magdalena* (Informe n° 1). Convenio DADMA-UNIMAG.

Chacón de Ulloa, P. & Abadía, J. (2014). Dos décadas de estudio de la diversidad de hormigas en Colombia. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*, 38(148): 250-260.

Chacón de Ulloa, P. & Achury, R. (2011). The introduced big-headed ant *Pheidole megacephala* Forel in southern Colombia. En Robinson, W. H. & De Carvalho-Campos, A. E. (Eds.), *Proceeding of the 7th International Conference on Urban Pests*. Conferencia llevada a cabo en Ouro Preto, Brazil.

Chacón de Ulloa, P. (de sostenibilidad a). Biología reproductiva de *Wasmannia auropunctata* (R.) (Hymenoptera: Formicidae). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 27: 441-447.

Chacón de Ulloa, P. (2003b). Hormigas urbanas. En: Fernández, F. (Ed.). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical* (pp. 351-370). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Chacón de Ulloa, P., Baena, M. L., Bustos, J., Aldana, R. C. & Gamboa, M. (1996). Fauna de hormigas del departamento del Valle del Cauca. En: Andrade, G., Amat-García, G., Fernández, F. (Eds.). *Insectos de Colombia. Estudios escogidos* (pp. 413-451). Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales-Centro Editorial Javeriano.

Chacón de Ulloa, P., Jaramillo, G. & Lozano, M. (2006). Hormigas urbanas en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 30 (116): 435- 441.

Chacón de Ulloa, P., Montoya-Lerma, J., Abadí-Rodríguez, P. & Castaño-Quintana, K. Hormigas Urbanas. En: Fernández, F., Guerrero, R.J. y Delsine, T. (Eds). (2019). *Hormigas de Colombia* (1171-1186). Editorial Universidad Nacional.

- Chao, A., Gotelli, N., Hsieh, T., Sander, E., Ma, K., Colwell, R. & Ellison, A. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chaudhary, S., Kanwar, R., Sehgal, A., Cahill, D., Barrow, C., Sehgal, R. & Kanwar, R. (2017). Progress on Azadirachta indica Based Biopesticides in Replacing Synthetic Toxic Pesticides. *Frontiers in Plant Science*, 8: 610-611.
- Collingwood, C., Tigar, B., & Agosti, D. (1997). Introduced ants in the United Arab Emirates. *Journal of Arid Environments*, 37(3), 505–512. doi:10.1006/jare.1997.0309
- Cuadrado, B. (2005). Estructura y composición florística del bosque ripario de la cuenca del Río Gaira, Magdalena, Colombia [Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena]. Repositorio Digital Universidad del Magdalena.
- Cuezzo, F. & Guerrero, R. (2012). The Ant Genus Dorymyrmex Mayr (Hymenoptera: Formicidae: Dolichoderinae) in Colombia. *Psyche*, 2012: 1-24.
- Cultid-Medina, C. & Escobar, F. (2019). Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (qD). En: Moreno, C. (Ed.). *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp.175-202). LIBERMEX.
- Cumming, G. (2007). Inference by Eye: Pictures of Confidence Intervals and Thinking About Levels of Confidence. *Teaching Statistics*, 29: 89-93.
- Cupul-Magaña, F. (2009). Diversidad y abundancia de hormigas (Formicidae) en las viviendas de Puerto Vallarta, Jalisco, México. *Ecología Aplicada*, 8(2): 115-117.
- DANE. (2020). Censo nacional de población y vivienda. Santa Marta, Colombia. Recuperado de <https://www.dane.gov.co>
- Dáttilo, W., Ahuatzin-Flores, D., Corro-Méndez, E., Escobar, F. & McGregor-Fors, I. (2017). Redes complexas no estudo das interações ecológicas entre formigas e plantas em ambientes urbanos: um novo modelo conceitual. En Correa, O., Carvalho, A. & Castro, M. (Eds), *Formigas em ambientes urbanos no Brasil* (265-284). Editorial Canal 6.
- Dreistadt, S., Dahlsten, D. & Frankie, G. (1990). *Urban Forests and Insect Ecology*. *BioScience*, 40(3): 192-198.
- Dunn, R., Gavin, M., Sanchez, M. & Solomon, J. (2006) The pigeon paradox: dependence of global conservation on urban nature. *Conservation Biology*, 20: 1814–1816.
- Durán-Prieto, J., Tulande-Marín, E. & Ocampo-Flóres, V. (2020). Avispas (Insecta: Hymenoptera) asociadas a árboles urbanos de la ciudad de Bogotá, Colombia. *Revista Chilena de Entomología*, 46(4): 681-698. <http://dx.doi.org/10.35249/rche.46.4.20.14>
- Equipo central de R. (2020). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Extraído de <https://www.R-project.org/>

- Eriksson, A., Elías-Wolff, F., Mehlig, B., Manica, A. (2014) The emergence of the rescue effect from explicit within- and between-patch dynamics in a metapopulation. *Proceedings of the Royal Society B*, 281: 20133127
- Espinal, L. & Montenegro, E. (1963). Formaciones vegetales de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi.
- Evans, K., Chamberlain, D, Hatchwell, B., Gregory, R. & Gaston, K. (2011). What makes an urban bird? *Global Change Biology*, 17: 32-44.
- Feitosa, R. & Prada-Achiardi, F. Subfamilia Ectatomminae. En: Fernández, F., Guerrero, R.J. y Delsine, T. (Eds). (2019). *Hormigas de Colombia* (659-680). Editorial Universidad Nacional.
- Fernández, F., Guerrero, R. & Delsine, T. (Eds). (2019). *Hormigas de Colombia*. Editorial Universidad Nacional.
- Fernández, F. & Guerrero, R. Subfamilia Ponerinae En: Fernández, F., Guerrero, R.J. y Delsine, T. (Eds). (2019). *Hormigas de Colombia* (509-554). Editorial Universidad Nacional.
- Ferreyra, M. (2017). Comunidades de Insecta (Arthropoda) y su relación con la diversidad de arañas en espacios verdes de la Ciudad de Córdoba, Argentina [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Córdoba]. Repositorio Digital UNC.
- Fontalvo-Rodríguez, L. & Solís-Medina, C. (2009). Ensamblaje de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en fragmentos de bosque seco en el complejo carbonífero El Cerrejón (La Guajira, Colombia). *Intropica*, 4: 5-15.
- Gallego-Ropero, M. & Salguero, B. (2015). Ensamblaje de hormigas del bosque seco tropical, Jardín Botánico de Cali. *Colombia Forestal*, 18(1):139-150.
- Ganoa, G., Ruíz, E., Myartseva, S., Trjapitzin, V., Coronado, B. & Mora, A. (2006). Himenópteros parasitoides (Chalcidoidea) de Coccoidea (Homoptera) en Cd. Victoria, Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 22(1): 9-16.
- García-Morales, R., Moreno, C. & 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): 205-2015.
- Garzón, A. (2018). Escarabajos urbanos de seis áreas verdes de uso público en Bogotá [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio Institucional – Pontificia Universidad Javeriana.
- Gómez-Melendro E, Hernández C, González-Uribe C, Brochero H. (2014). First Record of *Triatoma maculata* (Erichson, 1848) (Hemiptera: Reduviidae: Triatomini) in the Municipality of Riohacha, La Guajira. *Frontiers in Public Health*, 2: 1-19.
- Gotelli, N., Ellison, A., Dunn, R. & Sanders, N. (2011). Counting ants (Hymenoptera: Formicidae): Biodiversity sampling and statistical analysis for myrmecologists. *Myrmecological News*, 15: 13–19. <http://nrs.harvard.edu/urn-3:HUL.InstRepos:4645910>

Guerrero, R., Delsinne, T. y Dekoninck, W. Métodos de recolección y curaduría. En: Fernández, F., Guerrero, R.J. y Delsine, T. (Eds). (2019). Hormigas de Colombia (1171-1186). Editorial Universidad Nacional.

Haila, Y. & Kouki, J. (1994). The phenomenon of biodiversity in conservation biology. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 5-18.

Hanski, I. (1999) Metapopulation ecology. Oxford University Press.

Hernández, L., Beltrán, K. & Valverde, C. (2021). Tafonomía forense: estudio experimental del proceso de descomposición cadavérica en un bosque seco tropical costero. *Duazary*, 18(1): 71-85.

Hölldobler, B. & Wilson, E. (1990). *The ants*. Harvard University Press.

Hsieh, T., Ma, K. & Chao, A. (2016). iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Ecology and Evolution*, 7: 1451–1456. [https://doi: 10.1111/2041-210X.12613](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613)

Jarillo, E. (2017). Diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en un gradiente de urbanización en la Zona Metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México [Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo]. UAEH Biblioteca Digital.

Jiménez-Ferbans, L. & Mendieta-Otálora, W. (2005). Coleopterofauna de las formaciones subxerofíticas tropicales de los cerros de Santa Marta-Colombia [Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena]. Repositorio Digital Unimagdalena.

Jiménez-Ferbans, L., Mendieta-Otálora, W., García, H. & Amat-García, G. (2008). Notas sobre los escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) en ambientes secos de la región de Santa Marta, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 13(2): 203-208.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.

Jost, L., DeVries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A. & Ricotta, C. (2010). Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, 16: 65–76.

Kahle, D. & Wickham, H. (2013) ggmap: Spatial Visualization with ggplot2. *The R Journal*, 5(1): 144-161.

Kozlov, M., Lanta, V., Zverev, V., Rainio, K., Kunavin, M. & Zvereva, E. (2017). Decreased losses of woody plant foliage to insects in large urban areas are explained by bird predation. *Global Change Biology*, 23: 4354-4364.

Kruskal, J. (1964a) Multidimensional scaling by optimizing goodness-of-fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29: 1-28.

Kruskal, J. (1964b). Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika*, 29: 116-129.

Lasa, R. & Tadeo, E. (2015). Invasive drosophilid pests *Drosophila suzukii* and *Zaprionus indianus* (Diptera: Drosophilidae) in Veracruz, Mexico. *Florida Entomologist*, 98(3): 987-988.

Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15: 237–240.

McGregor-Fors, I. (2011). Misconceptions or misunderstandings? On the standardization of basic terms and definitions in urban ecology. *Landscape and Urban Planning*, 100: 347-349.

Lutinski, A., Cortês, B. & Barros de Morais, A. (2013). Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera: Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 13(3): 332-342.

MacGregor-Fors, I. & Ortega-Álvarez, R. (2013). Ecología urbana: Una experiencia por américa latina. INECOL.

McGregor-Fors, I. & Zuria, I. (2019). Ciudades vivas: Biodiversidad en ambientes urbanos. En Moreno, C. (Ed) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 114-122). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex.

Martínez, M. (1992). A new ant introduction for North America: *Pheidole teneriffana* (Forel) (Hymenoptera: Formicidae). *Pan-Pacific Entomologist*, 68: 153–154.

Matienzo, Y., Vázquez, L. & Afonso-Simonetti, J. (2015). Complejidad del diseño y manejo de un sistema de producción agrícola urbano y su relación con la fauna de artrópodos. *Revista de Protección Vegetal*, 30: 171.

Matienzo, Y., Veitía, M. & Alayón, G. (2011). Composición y riqueza de insectos y arañas asociados a plantas florecidas en sistemas agrícolas urbanos. *Fitosanidad*, 15(1): 25-29.

McCune, B., & Grace, J. B. (2002.) *Analysis of ecological communities*. Software Design.

McGeoch, M. (1998) The Selection, Testing and Application of Terrestrial Insects as Bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181-201.

McKinney, M. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883–890.

McKinney, M. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst*, 11: 161–176.

Montoya, A., Sánchez, J. & Wolff, M. (2009). Sinantropía de Calliphoridae (Diptera) del Municipio La Pintada, Antioquia – Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(1): 73-82.

Mordue, A. & Nisbet, A. (2000). Azadirachtin from the Neem Tree *Azadirachta indica*: its Action Against Insects. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 29: 615-632.

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. & Pavón, N. P. (2011). Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261.

- Moreno, J., Oltra, M., Falcó, J. & Jiménez, R. (2007). El control de plagas en ambientes urbanos: criterios básicos para un diseño racional de los programas de control. *Revista Española de Salud Pública*, 81: 15-24.
- Müller, K., Steinmeier, C. & Meinrad-Kuchler, M. (2010). Urban growth along motorways in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 98: 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.004>
- Naumann, K., & Isman, M. (1996). Toxicity of neem (*Azadirachta indica* A. Juss.) seed extracts to larval honeybees and estimation of dangers from field application. *American Bee Journal*, 136: 518-520.
- Neita, J., Cortés, H. & Madrigal, A. (2004). Los himenópteros asociados a una parcela agroforestal de *Borojoa patinoi*, *Cedrela odorata*, *Apeiba aspera* e *Inga spectabilis* en la granja de la Universidad del Chocó, municipio Lloró, Chocó. *Revista Colombiana de Entomología*, 30(2): 233-239.
- Niemelä, J. (1999). Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8: 119-131.
- Nilsson, K. & Flogard, C. Ecological and scientific knowledge in urban and land-use planning. En: McDonnell, M. Hahs, A. & Breuste, J. (Eds). (2009). *Ecology of cities and towns: a comparative approach* (549-556). Cambridge University Press.
- Norton, B., Evans, K. & Warren, P. (2016). Urban Biodiversity and Landscape Ecology: Patterns, Processes and Planning. *Current Landscape Ecology Reports*, 1: 178-192.
- Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H. (2020). Vegan: Community ecology package. Versión del paquete de R 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olaya-Másmela, L., Chacón de Ulloa, P. & Payán, A. (2005). Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en centros hospitalarios del Valle del Cauca como vectores de patógenos nosocomiales. *Revista Colombiana de Entomología*, 31(2): 183-187
- Olden, J., Poff, N., Douglas, M. & Fausch, K. (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 18–24.
- Pacheco, R. & Vasconcelos, H. (2007). Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81: 193-199.
- Pedroso, J., Guarda, C. & Lutinski, A. (2021). Campus universitário como ambiente para a conservação de uma assembleia de formigas (Hymenoptera: Formicidae). *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 4: 2717-2735. <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n2-094>.
- Pouyat, R., McDonnell, M. & Pickett, S. (1997). Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land use gradient. *Urban Ecosystems*, 1: 117-131.

Ramírez, L., Chacón de Ulloa, P. & Constantino, L. (2007). Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(1): 54-63.

Ramírez, M. (2019). Bionomía de *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae: Myrmicinae) en la parcela de bosque seco de la Universidad del Magdalena [Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena]. Repositorio Digital Unimagdalena.

Ramírez, M., Chacón, P. Armbrrecht, I. & Calle, Z. (2001). Contribución al conocimiento de las Interacciones entre plantas, hormigas y homópteros en Bosques Secos de Colombia. *Caldasia*, 23(2): 523-536.

Ramírez-Segura, O. & Wallace, R. (2016). Insectos polinizadores en ambientes urbanos: Perspectivas de su estudio en México. *Entomología Mexicana*, 3: 183-190.

Ramos-Ortega, L., Sierra, H., Roncallo, J. & Guerrero, R. (2022). Hormigas asociadas a fragmentos de bosque seco y ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. *Biota Colombiana*, 23(1), e978. <https://doi.org/10.21068/2539200X.978>

Rangel, O. & Carvajal-Cogollo, J. (2012). Clima de la región Caribe. En: Rangel, O. (Ed). *Diversidad Biótica XII* (67-129). Universidad Nacional de Colombia.

Reynoso, J. (2019). Estructura y composición de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en el Centro Ecoturístico Amixtlán, Zapotitlán de Vadillo, Jalisco, México [Tesis de maestría, Universidad de Guadalajara]. Repositorio Dspace.

Rodríguez-López, E., Sánchez-Hernández, G. & Gómez, B. (2019). Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) en la reserva El Zapotal, Chiapas, México. *Revista Peruana de Entomología*, 26(3): 339-350.

Rodríguez, F., Cuervo, B., Linares, M., Molina, C., Sáenz, H. & Moreno, S. (2015). *Sistema de indicadores de sostenibilidad urbana para el proyecto construcción de capacidades para el desarrollo sostenible de la ciudad de Santa Marta: Contexto Territorial*. https://www.santamarta.gov.co/sites/default/files/01_EXPEDIENTE_STM.pdf

Rueda, L. & Rico, D. (2007). Modelamiento inicial de ciudades de países en vía de desarrollo, utilizando dinámica de sistemas. *Scientia et Technica*, 1(34): 421-426. <https://doi.org/10.22517/23447214.5639>.

Sánchez-Jasso, J., Estrada-Álvarez, J., Medina, J. & Estrada-Fernández, B. (2019). Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en el paisaje urbano del municipio de Metepec, Estado de México, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90: 1-11. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2659>

Santodomingo, M., Santodomingo, A. & Valverde, C. (2014). Urban blow flies (Diptera: Calliphoridae) in four cities of the Colombian Caribbean coast. *Intropica*, 9: 84-91.

Santos, R., Dodonov, P. & Delabie, J. (2021). Effects of Habitat Conversion on Ant Functional Groups: A Global Review. *Sociobiology*, 68(2): 1-15. DOI: 10.13102/sociobiology.v68i2.6071

Sarmiento, C. (2003). Métodos de captura y estudio. En: Fernández, F. (Ed.). *Introducción a las hormigas neotropicales* (pp. 201-210). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Sarnat, E., Fischer, G., Guénard, B. & Economo, P. (2015). Introduced *Pheidole* of the world: taxonomy, biology and distribution. *Zookeys*, 543: 1-109.

Schuldt, A. & Staab, M. (2015). Tree Species Richness Strengthens Relationships between Ants and the Functional Composition of Spider Assemblages in a Highly Diverse Forest. *Biotropica*, 47(3): 339-346.

Shepherd, P. (1994). A review of plant communities of derelict land in the city of Nottingham, England and their value for nature conservation. *Memorabilia Zoologica*, 49: 129-137.

Shochat, E., Warren, P. Faeth, S., McIntyre, N. & Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 186-191.

Soto, H., Tibaduiza, T., Montilla, M., Triana, O., Suárez, D., Torres, M., Arias, M., Lugo, L. (2014). Investigación de vectores y reservorios en brote de Chagas agudo por posible transmisión oral en Aguachica, Cesar, Colombia. *Cadernos de Saúde Pública*, 30(4):746-756.

Suárez, F. (2018). Redes ecológicas de insectos: visitantes florales en parques y jardines de Bogotá, Colombia [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio Institucional-Pontificia Universidad Javeriana.

Toro E. & Ortega O. (2006). Composición y diversidad de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en algunas áreas protegidas del Valle de Aburrá. *Revista Colombiana de Entomología*, 32: 214-220.

Torres, A. (2016). Diversidad de moscas de la familia Calliphoridae (Diptera, Oestroidea) en tres ambientes con diferentes grados de antropización en siete localidades adyacentes a la ciudad de Quito, Pichincha [Tesis de Pregrado, Universidad Católica del Ecuador]. Repositorio PUSE.

Trepl, L. (1995). Towards a theory of urban biocoenoses. En Sukopp, H., Numata, M. & Huber, A. (Eds), *Urban Ecology as the Basis for Urban Planning* (pp. 3-21). The Hague, Academic Publishing.

Tyrväinen, L. (1997). The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*, 37: 211-222.

Uno, S., Cotton, J. & Philpott, S. (2010). Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 13: 425–441.

Varela-Hernández, F. (2013). Variación temporal de las comunidades de hormigas en matorral xerófilo con dominancia de *Cephalocereus senilis* y *Stenocereus dumortieri* en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. *Revista Peruana de Entomología*, 48: 1-8.

Vélez, D., Gallego-Roper, M. & Forero, Y. (2015). Diversidad de mariposas diurnas (Insecta: Lepidóptera) de un bosque subandino, Cajibío, Cauca. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 19(1): 263-285.

Venuste, N., Beth, K., Frederic, F., Maurice, K., Wouter, D., & Donat, N. (2018). Use of Soil and Litter Ants (Hymenoptera: Formicidae) as Biological Indicators of Soil Quality Under Different Land Uses in Southern Rwanda. *Environmental Entomology*, 47: 1394-1401. doi:10.1093/ee/nvy144

Vergara, E., Echeverría, H. & Serna, F. (2007). Hormigas (Hymenoptera Formicidae) asociadas al arboretum de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 40: 497-505.

Vilisics, F. & Hornung, E. (2009). Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. *Urban Ecosyst*, 12: 333-345. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0097-8>

Villegas, A. (2018). Hormigas carpinteras del género Camponotus (Hymenoptera: Formicidae) en el bosque seco tropical urbano de Santa Marta (Magdalena, Colombia) [Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena]. Repositorio Digital Unimagdalena.

Ward, P. (2014). The Phylogeny and Evolution of Ants. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 23–43. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091824>

Weigmann, G. (1982). The colonization of ruderal biotopes in the city of Berlin by arthropods. En Bornkamm, R., Lee J. and Seaward, M. (Eds), *Urban Ecology* (pp. 75-82). Blackwell Scientific Publications.

Wetterer, J. (2011). Worldwide Spread of *Pheidole teneriffana* (Hymenoptera: Formicidae). *Florida Entomologist* 94(4): 843-847.

7. Anexos

Anexo 1. Inventario de especies y grupos funcionales (GF) capturados en los parques distritales (PD) y temáticos (PT). Los valores fuera de los paréntesis corresponden a las frecuencias relativas de captura a partir de los cebos y los valores dentro de los paréntesis corresponden a las frecuencias de captura sin ponderar basadas en el inventario de la colecta manual. FG: Formicinas generalistas, DG: Dolícodéridas generalistas, DGE: Depredadoras generalistas epigeas, MG: Myrmecinas generalistas, AD: Arbóreas dominantes, CHo: Cortadoras de hojas, CH: Cultivadoras de hongos, AAP: Arbóreas que se alimentan de polen, DA: Depredadoras arbóreas, AO: Arbórea omnívora, EDN: Especialistas - Depredadoras nómadas.

Subfamilia	Nombre especie	PD	PT	GF
Myrmicinae	<i>Acromyrmex santschii</i> (Forel, 1912)	0,003 (2)	0 (1)	CHo
	<i>Cardiocondyla emeryi</i> Forel, 1881	0 (0)	0,002 (1)	MG
	<i>Cephalotes femoralis</i> (Smith, F., 1853)	0 (8)	0,002 (18)	AAP
	<i>Cephalotes minutus</i> (Fabricius, 1804)	0 (1)	0 (15)	AAP
	<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	0,003 (16)	0,002 (34)	AAP
	<i>Crematogaster abstinens</i> Forel, 1899	0,003 (0)	0,113 (2)	AD
	<i>Crematogaster crinosa</i> Mayr, 1862	0,001 (19)	0 (25)	AD
	<i>Crematogaster obscurata</i> Emery, 1895	0 (1)	0 (0)	AD
	<i>Crematogaster distans</i> Mayr, 1870	0	0	AD
	<i>Crematogaster rochai</i> Forel, 1903	0 (19)	0,002 (15)	AD
	<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)	0,001 (0)	0,002 (5)	CH
	<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)	(0) 0	0 (1)	MG
	<i>Kalathomyrmex emeryi</i> (Forel, 1907)	0 (1)	0,002 (0)	CH
	<i>Mycetomoellerius urichii</i> (Forel, 1893)	0,001 (0)	0,028 (3)	CHo
	<i>Myrmicocrypta buenzlii</i> Borgmeier, 1934	0 (0)	0,002 (0)	CHo
	<i>Paratrachymyrmex irmgardae</i> (Forel, 1912)	0,012 (0)	0,011 (2)	CH
	<i>Pheidole distorta</i> Forel, 1899	0,001 (0)	0,041 (1)	MG
	<i>Pheidole fallax</i> Mayr, 1870	0,011 (0)	0,098 (0)	MG
	<i>Pheidole guajirana</i> Wilson, 2003	0,005 (0)	0,032 (0)	MG
	<i>Pheidole indica</i> Mayr, 1879	0,338 (14)	0,004 (0)	MG
	<i>Pheidole leptina</i> Wilson, 2003	0 (0)	0 (1)	MG
	<i>Pheidole inversa</i> Forel, 1901	0,076 (6)	0,047 (7)	MG
	<i>Pheidole praeusta</i> Roger, 1863	0 (0)	0,028 (0)	MG
	<i>Pheidole radowszkowskii</i> Mayr, 1884	0,021 (2)	0,068 (2)	MG
	<i>Pheidole</i> sp. 7	0 (0)	0,004 (0)	MG
	<i>Pheidole subarmata</i> Mayr, 1884	0,007 (0)	0,085 (1)	MG
	<i>Pheidole urbana</i> Camargo-Vanegas & Guerrero, 2020	0,021 (0)	0,041 (0)	MG

Anexo 1: (Continuación)

Subfamilia	Nombre especie	PD	PT	GF
Pseudomyrmecinae	<i>Pogonomyrmex mayri</i> Forel, 1899	0 (0)	0,059 (1)	MG
	<i>Solenopsis altinodis</i> Forel, 1912	0,001 (0)	0,035 (6)	DGE
	<i>Solenopsis bicolor</i> (Emery, 1906)	0 (0)	0,006 (0)	DGE
	<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius, 1804)	0,081 (3)	0,122 (15)	DGE
	<i>Tetramorium lanuginosum</i> Mayr, 1870	0,001 (0)	0 (0)	MG
	<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, 1851)	0,008 (1)	0 (0)	MG
	<i>Trichomyrmex destructor</i> (Jerdon, 1851)	0,211 (24)	0,057 (15)	MG
	<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	0 (0)	0,002(0)	MG
	<i>Pseudomyrmex elongatus</i> (Mayr, 1870)	0 (0)	0,002 (2)	DA
	<i>Pseudomyrmex boopis</i> (Roger, 1863)	0 (1)	0 (1)	DA
	<i>Pseudomyrmex curacaensis</i> (Forel, 1912)	0 (1)	0 (0)	DA
	<i>Pseudomyrmex eduardi</i> (Forel, 1912)	0 (0)	0 (1)	DA
	<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	0 (2)	0,002 (3)	DA
	<i>Pseudomyrmex simplex</i> (Smith, 1877)	0 (1)	0 (2)	DA
	<i>Pseudomyrmex urbanus</i> (Smith, 1877)	0 (9)	0 (18)	DA
Formicinae	<i>Pseudomyrmex venustus</i> (Smith, 1858)	0 (1)	0 (8)	DA
	<i>Brachymyrmex cordemoyi</i> Forel, 1895	0,006 (7)	0,019(16)	FG
	<i>Brachymyrmex minutus</i> Forel, 1893	0,046 (27)	0,037 (28)	FG
	<i>Camponotus blandus pronotalis</i> Santschi, 1936	0,012 (8)	0,145 (40)	FG
	<i>Camponotus conspicuus</i> (Smith, 1858)	0,001 (3)	0 (4)	FG
	<i>Camponotus lindigi</i> Mayr, 1870	0,010 (20)	0,021 (40)	FG
	<i>Nylanderia nodifera</i> (Mayr, 1870)	0,001 (0)	0,03 (4)	FG
Dolichoderinae	<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	0,056 (27)	0,074 (41)	FG
	<i>Azteca</i> sp. 1	0 (0)	0 (2)	AO

Anexo 1: (Continuación)

Subfamilia	Nombre especie	PD	PT	GF
	<i>Dorymyrmex biconis</i> Forel, 1912	0,344 (32)	0,222 (32)	DG
	<i>Dorymyrmex</i> sp. 1	0 (1)	0,01 (3)	DG
	<i>Dorymyrmex tuberosus</i> Cuezso & Guerrero, 2011	0,002 (0)	0 (0)	DG
	<i>Forelius damiani</i> Guerrero & Fernández, 2008	0 (0)	0,002 (0)	DG
	<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	0 (1)	0,001 (22)	DG
Ectatomminae	<i>Ectatomma ruidum</i> (Roger, 1860)	0,094 (11)	0,309 (10)	DGE
Ponerinae	<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	0 (0)	0,024 (2)	DGE
Dorylinae	<i>Neivamyrmex iridescens</i> Borgmeier, 1950	0 (0)	0 (1)	E - DN