

EFFECTO DE LAS FRANJAS DE VEGETACIÓN NATURAL EN LA DIVERSIDAD DE HORMIGAS EN CAÑA DE AZÚCAR, VALLE DEL CAUCA.

Tatiana Rojas Caro

Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.

correo electrónico: rojas.tatiana@correounivalle.edu.co

Jimmy Cabra García

Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.

correo electrónico: jimmy.cabra@correounivalle.edu.co

Leonardo Rivera

Geahna, Universidad del Valle, Apartado Aéreo 25360, Cali, Colombia.

correo electrónico: leonardo.fabio.rivera@correounivalle.edu.co

RESUMEN

La expansión de monocultivos intensivos, como la caña de azúcar en el Valle del Cauca (Colombia), ha generado pérdida de biodiversidad y desequilibrios que aumentan la vulnerabilidad a plagas del cultivo. La agroecología propone prácticas como el control biológico por conservación, en el cual se fomenta la presencia de enemigos naturales a través de la restauración de hábitats naturales contiguos a los cultivos. En este estudio se evaluó el efecto de franjas de vegetación natural con diferente complejidad estructural, sobre la diversidad y composición de la mirmecofauna del suelo. Se seleccionaron tres fincas cultivadas con caña y se recolectaron muestras mediante trampas de caída en tres tratamientos: franja de vegetación, caña a 10 m, y caña a 300 m. En total se recolectaron 54 especies de hormigas. A nivel regional (todas las fincas), la vegetación natural presentó la mayor diversidad alfa, especialmente en especies generalistas y especialistas, con diferencias significativas frente a los cultivos. La diversidad beta reveló que las comunidades de hormigas cambian notablemente entre vegetación y cultivo, en parte por la pérdida de especies exclusivas. A escala local (cada finca), las franjas más anchas y complejas favorecieron mayor diversidad incluso a 300 m de distancia, sugiriendo un posible efecto de dispersión (“spillover”). Concluimos que las franjas de vegetación natural amplias y estructuralmente diversas son mejores refugios de biodiversidad y pueden favorecer el control biológico por conservación en cultivos de caña. Su efectividad varía entre fincas, por lo que se recomienda adaptar las estrategias de conservación a las condiciones locales y complementar los estudios con variables de paisaje y manejo agrícola.

Palabras clave: Agroecosistemas, control biológico por conservación, monocultivos, servicios ecosistémicos.

ABSTRACT

The expansion of intensive monocultures, such as sugarcane in the Valle del Cauca (Colombia), has led to biodiversity loss and ecological imbalances that increase the crop's vulnerability to pests. Agroecology proposes practices like conservation biological control, which promotes the presence of natural enemies through the restoration of natural habitats adjacent to crops. This study evaluated the effect of natural vegetation strips with different structural complexities on the diversity and composition of the soil ant fauna. Three sugarcane farms were selected, and samples were collected using pitfall traps in three treatments: vegetation strip, sugarcane at 10 m, and sugarcane at 300 m. A total of 54 ant species were collected. At the regional scale (all farms combined), natural vegetation showed the highest alpha diversity, especially of generalist and specialist species, with significant differences compared to the crops. Beta diversity revealed that ant communities changed markedly between vegetation and crop areas, partly due to the loss of exclusive species. At the local scale (each farm), wider and more

structurally complex strips supported greater diversity even at 300 m distance, suggesting a possible spillover effect. We conclude that wide and structurally diverse natural vegetation strips serve as better biodiversity refuges and may enhance conservation biological control in sugarcane fields. Their effectiveness varies across farms, so conservation strategies should be adapted to local conditions and complemented with landscape and agricultural management variables.

Key words: agroecosystems, conservation biological control, monocultures, ecosystem services.

INTRODUCCIÓN

En la agricultura actual, la mayoría de las prácticas agrícolas se basan en la plantación intensiva e industrializada de una sola especie. Este tipo de práctica ha demostrado aumentar la vulnerabilidad a plagas, enfermedades y la degradación del suelo, además de contribuir a la pérdida de biodiversidad asociada (Tayyab et al., 2021; Laurance et al., 2014). En este contexto, la agroecología surge como un enfoque basado en principios ecológicos, que busca sistemas de producción de alimentos sostenibles y resistentes (Tomich et al., 2011). Está centrada en la interconexión entre los sistemas naturales, la agricultura y las comunidades humanas, promoviendo prácticas que imitan procesos naturales, reducen el uso de agroquímicos y fomentan la biodiversidad (Altieri, 2018).

Dentro de este enfoque, el control biológico por conservación emerge como una estrategia fundamental. Esta estrategia aprovecha los mecanismos naturales de regulación de plagas, fomentando la presencia de enemigos naturales de las mismas (Letourneau et al., 2011). Al promover la biodiversidad y restaurar los equilibrios naturales en los agroecosistemas, esta estrategia no solo reduce los riesgos asociados con el uso de agroquímicos, como la contaminación del suelo y del agua, sino que también contribuye a la preservación de la diversidad biológica y la estabilidad de los sistemas agrícolas a largo plazo (Vargas et al., 2023; Lopes et al., 2023). La premisa básica del control biológico por conservación es que, si la pérdida

de hábitat y los cambios medioambientales asociados con prácticas agrícolas intensivas se compensan, entonces los enemigos naturales se conservan y, por tanto, se podría controlar la población de plagas (Vargas et al., 2023). Un ejemplo concreto de esta estrategia son las franjas de vegetación natural, las cuales se han reconocido como elementos esenciales del control biológico por conservación (Fahrig et al., 2011; Vargas et al., 2023). Estas franjas actúan como refugios y corredores para la fauna, promoviendo la presencia y diversidad de depredadores beneficiosos en los sistemas agrícolas. Además de contribuir a mejorar la calidad del suelo al prevenir la erosión y conservar la flora y fauna nativa (Garrity, 1999; Hatt et al., 2018; Rivera et al., 2019).

En el departamento del Valle del Cauca (Colombia), uno de los cultivos de mayor relevancia económica es el de la caña de azúcar, aportando 21.1% del PIB agrícola del departamento (Asociación Sector Agroindustrial De La Caña, 2023). Esta actividad se desarrolla con el propósito de producir tanto azúcar como etanol, elementos fundamentales en las industrias alimentaria y de biocombustibles, lo que ha impulsado su expansión a gran escala en la región (Nelson et al., 2020). No obstante, esta expansión también plantea desafíos en términos de sostenibilidad agrícola y ambiental. El cultivo intensivo de caña de azúcar, al igual que cualquier monocultivo, agota los suelos y, en muchas ocasiones, requiere el uso de agroquímicos, lo que puede tener impactos perjudiciales en la calidad del suelo y en la biodiversidad (García & Peña-Artunduaga, 2011; Liu et al., 2014). Además, la concentración de tierras en el cultivo de una única especie vegetal, como la caña de azúcar, puede aumentar la vulnerabilidad a plagas y enfermedades, al no existir barreras naturales (Tayyab et al., 2021).

El impacto del cultivo de la caña de azúcar en la biodiversidad en el Valle del Cauca se relaciona

directamente con la fragmentación del bosque seco tropical, un ecosistema que ha quedado disminuido a fragmentos pequeños con poca o nula conectividad (Arcila et al., 2012). Según el Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt (IAvH), solo queda el 8% de este ecosistema a nivel nacional, en comparación con los nueve millones de hectáreas estimadas en la década de 1980 (Pardo, 2018). Además, la disminución de la biodiversidad asociada a cultivos proporciona condiciones propicias para la reproducción y propagación de plagas. En el caso de la caña de azúcar, se destacan los barrenadores (*Diatrea saccharalis*, *D. indigenella*, *D. busckella* y *D. tabernella*) y el salivazo (*Aeneolamia varia*), que pueden afectar notoriamente la producción del cultivo (Ramirez-Gi et al, 2023; Vargas et al, 2018).

Ante esta situación, el gremio de la caña de azúcar en el valle del río Cauca ha desarrollado investigaciones con el objetivo de incorporar estrategias alternativas a la dependencia de plaguicidas convencionales, buscando abordar el control de plagas de manera más sostenible. Una de estas estrategias es la liberación periódica de parasitoides de las familias Tachinidae (Diptera), Braconidae (Hymenoptera) y Trichogrammatidae (Hymenoptera) en cultivos con umbrales de daño determinados (Vargas et al., 2015). Esta práctica es considerada una estrategia de control rentable por el gremio cañero de la región, debido al bajo costo de los parasitoides en relación con su beneficio potencial. De hecho, Vargas & Posada (2013), reportan que las liberaciones de aproximadamente 30 moscas parasitoides por hectárea de cultivo, pueden prevenir el daño en aproximadamente 3.3% de los internodos de la planta, lo que representa una reducción del 65% de la infestación en comparación con el ciclo de cultivo anterior.

A pesar de la eficacia de estas estrategias para el control de plagas, recientemente se ha sugerido el establecimiento de franjas de vegetación natural en los cultivos de caña como estrategia

complementaria de control biológico por conservación. Rivera-Pedroza et al. (2019) evaluaron los cambios en la diversidad taxonómica y funcional de aves y hormigas en franjas de vegetación natural contiguas a cultivos, así como en estaciones de muestreo dentro de la matriz de caña, alejadas hasta 350m de las franjas naturales. En los dos grupos taxonómicos, los autores encontraron una menor riqueza a medida que incrementa la distancia, siendo la reducción mucho más marcada en aves. Además, el grupo funcional de los depredadores, tanto para hormigas como para aves, fue mucho menos abundante en el cultivo. Por ejemplo, el género de hormigas *Pachycondyla* disminuyó en un 66% a partir de los 45 m de la franja de vegetación. Los autores concluyen que, si bien su trabajo no evaluó directamente si los depredadores se alimentan efectivamente dentro del cultivo, sus resultados sugieren que las franjas de vegetación natural albergan una mayor diversidad funcional en comparación con el cultivo, lo que podría favorecer el control biológico de especies de *Diatrea*, que ha sido registrada como presa de aves y hormigas en otras investigaciones (Rossi & Fowler, 2000). Incluso, como sugieren Vargas et al. (2023), las franjas de vegetación natural podrían favorecer la presencia de depredadores naturales como el Tachinidae *Genea jaynesi*, principal parasitoide del grupo *Diatraea* que no se ha logrado criar masivamente en laboratorio.

Resultados similares a los descritos anteriormente, con relación a la variación de la diversidad taxonómica, fueron obtenidos por Cabra et al. (2012) a escala regional. Estos autores reportan una disminución significativa de la riqueza de artrópodos de suelo, incluyendo hormigas depredadoras y arácnidos, en usos de suelo intensivos (pastizales y cultivos de caña) con relación a coberturas vegetales naturales (bosque secundario y bosque de galería).

Considerando este contexto, se podría sugerir que aumentar la presencia de franjas de vegetación

natural en los cultivos de caña de azúcar en el Valle del Cauca, podría incrementar la biodiversidad potencialmente benéfica y fortalecer la implementación del control biológico por conservación. No obstante, es necesario generar evidencia adicional que permita evaluar si estas estructuras efectivamente favorecen dicha predicción en diferentes contextos locales. Por ello, en este proyecto se realizaron muestreos de hormigas en cultivos de caña con diferentes tipos de franjas de vegetación natural, con el fin de evaluar su efecto sobre la diversidad alfa y beta de estos artrópodos bioindicadores.

MÉTODOS

Área de estudio

Los ejemplares analizados en este estudio provinieron de un muestreo estandarizado realizado en el año 2022 en tres fincas con cultivos de caña de azúcar: La Naranja (municipio de Guacarí), La Ventura (Buga) y La Ceiba (Palmira), ubicadas en el Valle del Cauca, Colombia. Estas fincas fueron seleccionadas debido a la presencia, en la época del muestreo, del salivazo *Aeneolamia varia*, una de las principales plagas que afectan los cultivos de caña en la región.

En La Naranja, la franja de vegetación supera los 30 metros de ancho y está compuesta por especies de crecimiento espontáneo y arvenses de distintos hábitos y tamaños. Se registraron 14 especies leñosas, incluyendo elementos de porte considerable como *Guazuma ulmifolia* (Guácimo), *Samanea saman* (Samán) y *Leucaena leucocephala* (Leucadena), los cuales alcanzan alturas superiores a los cinco metros y contribuyen a una elevada heterogeneidad estructural. En contraste, la franja de La Ventura es más estrecha (cinco metros de ancho) y alberga 12 especies leñosas. Está dominada por especies generalistas y rústicas, como *Achatocarpus nigricans*

(Limonacho) y *Pithecellobium dulce* (Chiminango), lo que se correlaciona con una menor complejidad estructural y diversidad funcional. Por su parte, La Ceiba cuenta con una franja de apenas un metro de ancho, compuesta por una sola hilera de árboles de *Tabebuia rosea* (Guayacán), espaciados aproximadamente cada 10 metros. Esta franja está acompañada por una cobertura de seis especies herbáceas, manejadas mediante podas regulares.

Recolecta de muestras

En cada finca se definieron tres tratamientos para la recolección de ejemplares: A) franja de vegetación natural (Vegetación), B) caña a 10 m de distancia de la franja (Caña a 10 m), y C) caña a 300m de distancia de la franja (Caña a 300 m).

Para la obtención de muestras, se estableció en cada uno de los tratamientos mencionados un transecto de 100 m de longitud. Los transectos de Vegetación y Caña a 10 m estuvieron separados por 10 m, y los de los tratamientos Vegetación y Caña a 300 m por 300 m (Fig. 1). En cada transecto, se colocaron 10 trampas de caída que consistieron en recipientes plásticos de 12 onzas enterrados a nivel del suelo. En dichos recipientes se añadió una solución de alcohol al 70%, agua y jabón. Las trampas permanecieron abiertas en el campo durante un período de cinco días. Se realizó un único muestreo en temporada lluviosa. Los artrópodos recolectados fueron transferidos a recipientes plásticos debidamente etiquetados con alcohol al 70%.

Procesamiento de muestras

Las hormigas fueron identificadas hasta la categoría taxonómica más específica posible, utilizando las claves taxonómicas del libro Hormigas de Colombia (Guerrero Flórez, Delsinne & Fernández Castiblanco, 2021) y con el apoyo de especialistas. Los especímenes que no pudieron ser determinados hasta el nivel de especie fueron separados en morfoespecies. El material

analizado fue depositado en el Museo de Entomología de la Universidad del Valle.

Análisis de datos

Diversidad alfa

Para estimar la diversidad alfa a nivel regional y local (por finca), se utilizaron los estimadores de riqueza no paramétricos Chao 2, Jackknife 1 y Jackknife 2. Además, se calcularon los números efectivos de especies con tres valores de q (0, 1 y 2). Estos análisis se realizaron empleando funciones de los paquetes BAT (Cardoso et al., 2015) y Vegan (Oksanen et al., 2018) de R. Para comparar la diversidad alfa entre tratamientos, se aplicaron técnicas de interpolación/extrapolación, intervalos de confianza del 95% obtenidos a partir de *bootstrap* y control por cobertura de muestreo, mediante el paquete iNEXT (2.0.20) (Hsieh et al., 2016). Además, tomando como variables de respuesta la riqueza de especies por trampa y por transecto, se ajustaron modelos lineales generalizados (GLM) y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) para evaluar diferencias entre tratamientos. En el primer caso, se empleó una distribución binomial negativa debido a la presencia de sobredispersión, mientras que en el segundo se utilizó una distribución Poisson. Además, se generaron gráficos de rango-incidencia para visualizar la distribución de la incidencia en las especies recolectadas en cada finca. Finalmente, se calculó la completitud de muestreo para cada tratamiento (Pineda-López, 2019), empleando como riqueza estimada el promedio de Jack1, Jack 2 y Chao2.

Diversidad beta

Se utilizó la partición aditiva del índice de Jaccard a nivel regional y local (en cada finca), separando los componentes de recambio de especies y diferencia de riqueza (Carvalho et al., 2012; Baselga y Leprieur, 2015). Este análisis se implementó mediante el paquete BAT en R (Cardoso et al., 2015).

Gremios

Con el objetivo de explorar si los patrones de diversidad alfa y beta de la comunidad total de hormigas se mantenían en diferentes gremios tróficos, se aplicaron los mismos análisis descritos anteriormente a los gremios depredadores, generalistas y especialistas. La clasificación en gremios se realizó con base en los criterios de Silvestre et al. (2003).

RESULTADOS

Escala regional

Diversidad alfa

En total, se capturaron 4,687 hormigas distribuidas en ocho subfamilias, 33 géneros y 54 especies (Tabla 1). *Pheidole* fue el género más diverso, con ocho especies, seguido de *Camponotus* con cuatro especies. *Hypoponera*, *Cardiocondyla* y *Solenopsis* presentaron tres especies cada uno. Las especies con mayor incidencia fueron *Solenopsis geminata*, *Pheidole* sp2 y *Pheidole* aff. *transversostrata* (Apéndice 2).

En cuanto a los tratamientos, la vegetación presentó la mayor riqueza con 43 especies, seguida de la caña a 300 m con 30 especies y la caña a 10 m con 29 especies (Tabla 1). Las completitudes promedio de muestreo fueron superiores al 80 % en vegetación y en caña a 10 m, y alcanzaron el 64 % en caña a 300 m. Por otro lado, las coberturas de muestreo (Cn) superaron el 94 % en todos los casos (Tabla 1).

Las comparaciones de riqueza (q_0) a través del *bootstrap* sugieren que no existen diferencias significativas entre las cañas, pero sí de éstas con respecto a la vegetación, particularmente en la

caña a 10 m. En el caso de la caña a 300 m, la diferencia con la vegetación es marginal (Fig. 2, 3a). Esta tendencia se mantiene con las especies comunes (q1) y las muy abundantes (q2) (Fig. 2a). El GLM implementado a nivel de transecto para la riqueza de especies (q0) corroboró este resultado, indicando que la vegetación natural presenta una riqueza significativamente mayor que la caña a 10m ($p = 0.0416$) y una diferencia marginal con la caña a 300 m ($p = 0.0831$), con reducciones estimadas del 39.75 % y 34.6 %, respectivamente (Apéndice 3). En contraste, el GLMM no detectó diferencias significativas entre tratamientos a nivel de trampa ($p > 0.4$), aunque mostró una tendencia similar al GLM (Apéndice 3).

Al analizar la diversidad alfa según los gremios tróficos, no se detectaron diferencias significativas en la diversidad de depredadores entre tratamientos. En contraste, las especies generalistas sí mostraron diferencias significativas entre la vegetación y la caña a 10 m, con una mayor diversidad en la vegetación (Apéndice 5). Para las especies especialistas, la diversidad fue significativamente mayor en la vegetación en comparación con la caña a 300 m. Además, en términos de riqueza (q0), se observaron diferencias significativas entre las cañas, con valores más altos en la caña a 10m (Apéndice 5).

Diversidad beta

La disimilitud entre tratamientos fue moderada, con valores entre el 40 % y el 57 % (Fig. 4a). La diferencia en riqueza fue el principal componente de la disimilitud entre vegetación y caña a 10 m (0.30 frente a 0.13 de recambio), mientras que el recambio de especies fue el mayor contribuyente entre los tratamientos de caña a 10 m y caña a 300 m (0.38 frente a 0.03 de diferencia en riqueza). En el caso de la comparación entre vegetación y caña a 300 m, ambos componentes contribuyeron de forma más equilibrada a la disimilitud total, aunque con

predominancia del recambio (0.31 frente a 0.25 de diferencia en riqueza). Se compartieron 22 especies (41 %) entre los tres tratamientos, con vegetación albergando 17 especies exclusivas (31 %), mientras que caña a 10 m y caña a 300 m tuvieron 3 (6 %) y 8 (15 %) especies exclusivas, respectivamente (Fig. 5a).

Escala local

Diversidad alfa

En general, en las fincas La Ventura y La Ceiba, la vegetación presentó valores de diversidad (q_0 , q_1 y q_2) significativamente mayores en comparación con las cañas (Fig. 2c y 2d). Sin embargo, en La Ventura la diferencia en q_0 solo fue significativa respecto a la caña a 10 m. En La Ceiba, el tratamiento de caña a 300 m mostró los valores más bajos de diversidad, mientras que en la Ventura la menor diversidad se observó en caña a 10m. Por otro lado, en La Naranja, los valores más altos de diversidad se observaron en caña a 300 m (Tabla 2). No obstante, en esta finca no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos para ninguna de las métricas de diversidad.

Respecto a los gremios tróficos, se observaron patrones variables entre fincas. Para los depredadores, no se contó con datos suficientes que permitieran evaluar la diversidad alfa en La Ceiba. En La Ventura, los resultados fueron similares a los observados a escala regional, sin diferencias significativas entre tratamientos. En contraste, en La Naranja se detectaron diferencias significativas entre caña a 10 m y caña a 300 m, siendo esta última la que presentó los valores más altos de riqueza (q_0) y diversidad (q_1 y q_2) (Apéndice 5).

En cuanto a las especies generalistas, los patrones en La Ceiba y La Ventura fueron similares, con la vegetación presentando significativamente mayor riqueza y diversidad. No obstante,

únicamente en La Ceiba se detectaron diferencias significativas entre cañas, siendo mayor en la caña a 10 m. En La Naranja, únicamente se registraron diferencias significativas entre cañas, siendo la caña a 300 m la de mayor riqueza y diversidad (Apéndice 5).

En las especies especialistas, no se observaron diferencias significativas en la finca La Ventura. En La Ceiba, la diversidad fue significativamente mayor en la vegetación en comparación con la caña a 10 m. En contraste, en La Naranja, la diversidad de la vegetación fue significativamente más alta que la registrada en la caña a 300 m (Apéndice 5).

Diversidad beta

En La Ventura y La Ceiba, la disimilitud entre tratamientos estuvo dominada por el componente de diferencia en riqueza, especialmente en las comparaciones entre vegetación y caña a 10 m y caña a 300 m, respectivamente (Fig. 5c y 5d). En La Ceiba, también se observó una disimilitud elevada entre los tratamientos de caña (0.875). En ambas fincas, la vegetación concentró el mayor número de especies exclusivas (31 % en Ventura y 45 % en Ceiba) (Fig. 4c y 4c).

En La Naranja, la mayor disimilitud se registró entre vegetación y caña a 300 m (0.74), pero a diferencia de las otras fincas, esta fue atribuida principalmente al recambio de especies (0.72). Además, caña a 300 m presentó el mayor número de especies exclusivas (27 %) (Fig. 5b), seguido de vegetación con un 24%.

DISCUSIÓN

Diversidad alfa

A nivel regional, la vegetación natural presentó los mayores valores de riqueza (q_0) en comparación con los cultivos de caña tanto a 10 m como a 300 m de las franjas (Tabla 1). Este patrón ha sido ampliamente documentado en otros agroecosistemas tropicales, donde las franjas de vegetación natural funcionan como refugios clave para especies de hormigas, particularmente aquellas sensibles a la simplificación del hábitat (Armbrecht et al., 2004; Montoya-Lerma et al., 2012; Perfecto & Vandermeer, 2010; Philpott et al., 2010; Ribas et al., 2012; Rivera et al. 2019).

El número efectivo de especies igualmente frecuentes (q_1) refuerza este patrón al indicar que, además de mayor riqueza, los ensamblajes de hormigas en la vegetación natural tienden a ser más equitativos. Esto concuerda con investigaciones que destacan el papel de la estructura compleja y la heterogeneidad ambiental de los fragmentos de vegetación natural en la promoción de comunidades más balanceadas y funcionalmente estables (Armbrecht et al., 2005; Bodin et al., 2013; Vásquez-Benavides et al., 2018).

No obstante, la comparación de los intervalos de confianza del 95 % para q_0 mostró un ligero solapamiento entre la vegetación y la caña a 300 m, lo que indica que las diferencias observadas en la riqueza son marginalmente significativas (Fig. 3a). La efectividad de los fragmentos de vegetación para conservar la biodiversidad está fuertemente modulada por características como el ancho, la continuidad y la complejidad estructural de las franjas (Fahrig et al. 2011; Tschardt et al.

al. 2011). Por tanto, es posible que, al agrupar en un único tratamiento (i.e. vegetación) franjas con vegetación estructuralmente distinta, por ejemplo, franjas de 30 m de ancho en la finca la Naranja junto con otras de sólo un metro como en la finca La Ceiba, a escala regional este tratamiento no albergue comunidades significativamente más diversas que aquellas presentes en la matriz adyacente.

Con respecto a los gremios a escala regional, se evidenció una mayor riqueza y diversidad de hormigas especialistas en la vegetación natural. Este patrón es consistente con lo que proponen Fayle et al. (2010) y Perfecto y Vandermeer (2002), quienes argumentan que la heterogeneidad estructural y la cobertura vegetal compleja favorecen a especies con requerimientos ecológicos más específicos. Según Rivera-Pedroza et al. (2019), las franjas de vegetación natural en el paisaje dominado por monocultivos funcionan como refugios clave para estos gremios sensibles.

Por otro lado, las especies generalistas presentaron su mayor diversidad (q_1 y q_2) en la vegetación natural, mientras que los tratamientos Caña a 10 m y Caña a 300 m no mostraron diferencias significativas entre sí. Este patrón sugiere que, aunque las especies generalistas tienden a tolerar disturbios, su diversidad puede aumentar en hábitats más heterogéneos y estructuralmente complejos, como las franjas de vegetación natural. Estudios en paisajes agrícolas han mostrado que los relictos de vegetación conservada promueven una mayor

diversidad total de hormigas, incluso en presencia de especies generalistas, mientras que los cultivos altamente simplificados reducen la riqueza de gremios funcionales (Rivera-Pedroza et al., 2019; Perfecto y Vandermeer, 2010). Por último, el gremio de depredadoras no mostró diferencias significativas en riqueza y diversidad entre tratamientos, lo que podría estar relacionado con su alta movilidad y la búsqueda activa de presas en distintos microhábitats, lo que les permite explotar recursos incluso en condiciones adversas (Dejean et al., 2007; Philpott et al., 2010).

A escala local, se evidenció que las franjas de vegetación más anchas y estructuralmente complejas favorecen una mayor diversidad de hormigas tanto dentro de la franja como en los cultivos de caña adyacentes. En la finca La Naranja, la franja de vegetación natural, caracterizada por presentar mayor heterogeneidad y un ancho superior a 30m, estuvo asociada con niveles altos y similares de riqueza tanto en la franja (24 especies) como en la caña a 300 m (25 especies), lo que podría sugerir que esta franja actúa como fuente y facilitadora de dispersión hacia el cultivo (Armbrecht et al., 2006; Bihn et al., 2008; Fayle et al., 2010). Este patrón contrasta parcialmente con los resultados de Rivera et al. (2019), quienes reportaron una disminución significativa de la riqueza de hormigas y aves a medida que se incrementaba la distancia desde los relictos (hasta 150 m), lo que fue interpretado como una limitación en el “spillover” hacia el interior del cultivo.

Nuestros datos respaldan esta tendencia general, pero también revelan excepciones: en La Naranja, la caña a 300 m presentó los valores más altos de riqueza y diversidad, lo cual sugiere que una franja bien conservada puede mantener conectividad funcional incluso a mayores distancias. En contraste, en La Ceiba, la franja angosta no generó ese efecto, y la riqueza cayó a sólo cinco especies en caña a 300 m. Este resultado indica que no basta con la presencia de una franja de vegetación: su estructura y complejidad son claves para sostener comunidades diversas más allá de sus bordes.

Con relación a los gremios a escala local, los patrones observados variaron entre fincas. En La Naranja, la vegetación presentó una riqueza significativamente mayor de hormigas especialistas, lo que sugiere que franjas vegetales amplias, diversas y húmedas pueden favorecer la conservación de este gremio. En cambio, en La Ceiba y La Ventura no se observaron diferencias significativas entre la vegetación y la caña a 300 m en los especialistas, lo cual podría estar asociado a la menor complejidad y continuidad de sus franjas vegetales. En particular, la vegetación de La Ceiba, constituida por una hilera de árboles espaciados y una cobertura herbácea podada con regularidad, probablemente ofrece hábitats menos adecuados para especies especializadas. Esto subraya que no solo la presencia de vegetación es relevante, sino también su estructura, ancho y conectividad para mantener funciones ecológicas clave como lo señala Rivera-Pedroza et al. (2019).

En cuando a las especies generalistas, su diversidad fue mayor en fincas con franjas de vegetación más amplias y estructuradas, como La Naranja, y menor en fincas con vegetación reducida o ausente, como La Ceiba. Este resultado sugiere que, aunque las especies generalistas son típicamente tolerantes y oportunistas, su diversidad también puede verse favorecida por hábitats más heterogéneos, como las franjas de vegetación natural.

Investigaciones recientes han evidenciado que el uso intensivo de pesticidas puede afectar negativamente a la diversidad de artrópodos del suelo y reducir incluso las poblaciones de especies tolerantes como las generalistas (Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019; Pisa et al., 2021). En este sentido, prácticas agrícolas como el uso de plaguicidas, reportadas en la finca La Ceiba, podrían haber influido negativamente en la diversidad de generalistas, a pesar de la cercanía a la vegetación natural. Por tanto, aunque la vegetación natural muestra un potencial claro como reservorio de biodiversidad funcional, incluidos los generalistas, la calidad del paisaje local y el manejo agrícola son factores clave que modulan estos patrones. (Tscharntke et al., 2012; Fahrig et al., 2015).

En el gremio de las depredadoras, a nivel local se observó una mayor riqueza de depredadoras en fincas con vegetación más compleja, como La Naranja, lo que sugiere que la presencia de

estructura vegetal y cobertura del suelo puede ofrecer refugios y mayor disponibilidad de presas, favoreciendo su presencia (Lattke, 2011; Armbrecht y Perfecto, 2003). Aunque los patrones no fueron consistentes en todas las fincas, estos resultados sugieren que las condiciones microambientales específicas, más que la distancia a la vegetación, podrían ser determinantes en la distribución de este gremio funcional.

Diversidad beta

A nivel regional, la mayor disimilitud se presentó entre la vegetación natural y la caña a 300 m, con valores elevados en el componente de recambio (Fig. 5a). Este patrón sugiere que el distanciamiento de las franjas de vegetación está asociado a un cambio en la composición de las comunidades de hormigas, en concordancia con estudios que documentan un fuerte reemplazo de especies en sistemas agrícolas transformados (Philpott et al., 2008; Armbrecht et al., 2004; Solar et al., 2016; Rivera-Pedroza et al., 2019). Rivera-Pedroza et al. (2019), también reportaron una marcada disimilitud entre relictos y matriz cañera en su estudio sobre hormigas en relictos de bosque seco y cultivos de caña del Valle del Cauca, la cual se atribuyó tanto al recambio como a la pérdida de especies, especialmente en función de la distancia. Esta coincidencia respalda la hipótesis de una fragmentación funcional del paisaje, donde el aislamiento de la vegetación natural reduce la conectividad biológica y limita el intercambio de especies.

A escala local, el patrón de recambio entre tratamientos varió entre fincas. En La Naranja, el recambio fue el componente que más contribuyó a la diversidad beta, coincidiendo con el patrón observado a escala regional. En cambio, en La Ventura y La Ceiba predominó la diferencia en riqueza, siendo esta última la finca donde dicha diferencia se acentuó más a medida que se avanzaba hacia el interior del cultivo. Este patrón se alinea con lo reportado por Rivera-Pedroza et al. (2019), quienes encontraron que el componente de pérdida de especies (nestedness) era más pronunciado entre relictos y zonas agrícolas intermedias, mientras que el recambio estructuraba la composición entre sitios agrícolas. Esto sugiere que las franjas de vegetación, según su conectividad y estructura, pueden mantener conjuntos únicos de especies o favorecer la retención parcial de la diversidad original en la matriz.

Los diagramas de Venn (Fig. 4a) sugieren que solo un 30 % de las especies fueron compartidas entre la vegetación y los tratamientos de caña. Este bajo nivel de solapamiento indica que las franjas de vegetación albergan un conjunto de especies que no logran establecerse en los ambientes simplificados de los cultivos, un fenómeno ampliamente reportado en mosaicos agrícolas tropicales, incluyendo cultivos de caña en el Valle Geográfico del Río Cauca (Armbrecht et al., 2004; Philpott et al., 2008; Rivera-Pedroza et al., 2019). En las franjas de vegetación se registraron exclusivamente especies raras y especialistas de microhábitats de hojarasca y suelo, como *Strumigenys* sp1, *Apterostigma* sp1 y *Tranopelta gilva*, todas de la

subfamilia Myrmicinae, cuya sensibilidad a la simplificación del paisaje es ampliamente reconocida (Andersen, 1995; Armbrecht et al., 2005; Souza et al., 2016; Wiesel et al., 2015).

Por otro lado, dentro de las especies con mayor incidencia en la vegetación se destacó *Ectatomma ruidum*, depredador clave en el control de herbívoros (Delabie et al., 2000; Díaz & Castaño, 2020), *Solenopsis geminata*, especie generalista importante en la dinámica del suelo (Perfecto & Vandermeer, 2010), y *Pheidole longiscapa*, dominante en ambientes secundarios (Wilson, 2003). Rivera-Pedroza et al. (2019) reportaron una marcada diferenciación en la composición de especies entre relictos de vegetación natural y la matriz cañera, destacando géneros como *Ectatomma* y *Odontomachus*, los cuales también estuvieron presentes en nuestro estudio. Aunque no fueron exclusivos de un solo tratamiento, su presencia frecuente en las franjas de vegetación sugiere una posible afinidad por microhábitats más estructurados y condiciones más estables, lo que concuerda con su ecología como depredadoras generalistas dependientes de cobertura. Cabe resaltar que, especies de hormigas con comportamiento depredador generalista como *Pheidole*, *Crematogaster* y *Solenopsis*, pueden actuar como reguladoras efectivas del barrenador *Diatraea saccharalis*, especialmente cuando se preservan condiciones favorables como la inclusión de restos de caña (rastrojo) en el suelo y la cercanía a franjas de vegetación natural (Oliveira et al., 2012; Rivera-Pedroza et al., 2019).

Estos resultados respaldan la idea de que las franjas de vegetación natural, cuando son amplias,

estructuralmente complejas y bien conservadas, actúan como refugios de biodiversidad y favorecen la presencia de gremios funcionales clave, particularmente de depredadores, lo que tiene implicaciones para el control biológico eficiente, en algunos casos cercano al 100 % (Vargas et al., 2023; Moreno-Rodas & Armbrrecht, 2023; Lima et al., 2023; Lopes et al., 2023). Además, géneros como *Pheidole* y *Solenopsis*, al ser ampliamente distribuidas y con alta tolerancia a perturbaciones, refuerzan su rol como especies generalistas capaces de persistir en diferentes condiciones del mosaico cañero, incluyendo la Caña a 10 m y la Caña a 300 m, coincidiendo con lo encontrado por Rivera-Pedroza et al. (2019). Lo anterior resalta la importancia de conservar y promover fauna de hormigas mediante estrategias de restauración y conservación de estas franjas de vegetación natural en el agropaisaje cultivado con caña de azúcar.

En conjunto, los resultados de este estudio destacan el papel crucial que desempeñan las franjas de vegetación natural adyacentes a los cultivos en la conservación de la diversidad de hormigas y de sus funciones ecológicas, incluyendo la de especies con potencial para el control biológico de plagas clave como *Diatraea saccharalis* en sistemas de caña de azúcar. En general, se evidenció una tendencia decreciente en la riqueza de especies y la abundancia de gremios funcionales depredadores a medida que aumenta la distancia entre la vegetación natural y el cultivo, lo que respalda la idea de que estas franjas actúan como reservorios de entomofauna benéfica.

La alta variabilidad observada entre fincas resalta la importancia de adaptar las estrategias de conservación a las condiciones particulares de cada agroecosistema, considerando aspectos como el ancho, la conectividad y la heterogeneidad estructural de las franjas. En este contexto, se hace evidente la necesidad de promover su mantenimiento y restauración en paisajes cañeros, no solo como medida de conservación de la biodiversidad, sino también como una herramienta complementaria para fortalecer el control biológico por conservación.

Finalmente, los hallazgos subrayan la importancia de que futuras investigaciones consideren variables adicionales, como la conectividad a nivel de paisaje, la composición florística detallada de las franjas y las prácticas agrícolas locales, para comprender de manera más integral el potencial de estas estructuras como componentes clave en una agricultura más sostenible. Este estudio refuerza la importancia de incorporar enfoques de manejo ecológico del paisaje en la planificación agrícola regional, donde la conservación de vegetación natural, la reducción del uso de agroquímicos y el fortalecimiento de la conectividad ecológica se perfilan como estrategias fundamentales hacia una agricultura resiliente y ambientalmente responsable.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Valle por haber guiado mi formación académica durante todos estos años y brindarme las herramientas necesarias para desarrollar este proyecto. Agradezco también a Cenicaña por su apoyo en la recolección de datos y el financiamiento de esta investigación. Al

profesor Jimmy Cabra, por su paciencia, compromiso y dedicación al orientarme en el desarrollo del proyecto. Al profesor Leonardo Rivera, por invitarme a participar en esta investigación y por su valiosa ayuda durante el proceso. A mis colegas del laboratorio, por su colaboración y apoyo constante. Y finalmente, a mi familia, en especial a mi mamá, mi papá, mi hermana y Kira, quienes han sido mi mayor fuente de motivación y fortaleza en los momentos más difíciles.

LITERATURA CITADA

- Altieri, M.A., 2018. *Agroecology: The science of sustainable agriculture*. CRC Press.
- Andersen, A.N., 1995. Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species richness in Australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73(1), pp.39–43.
- Andersen, A.N., et al., 2010. Ant community responses to broad-scale wildfire in Australia's tropical savannas. *Biodiversity and Conservation*, 19(3), pp.855–871.
- Arcila, D., Alvarez, A. & Otero, J.T., 2012. Estado de conservación del bosque seco tropical en el Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), pp.44–58.
- Armbrrecht, I. & Gallego, M.C., 2007. Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 124(3), pp.261–267.
- Armbrrecht, I. & Perfecto, I., 2003. Litter-twig dwelling ant species richness and predation potential within a forest fragment and neighboring coffee plantations of contrasting habitat quality in Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97(1–3), pp.107–115.
- Armbrrecht, I., Perfecto, I. & Vandermeer, J., 2004. Enigmatic biodiversity correlations: Ant diversity responds to diverse resources. *Science*, 305(5690), pp.1541–1543.
- Armbrrecht, I., et al., 2005. Fragmentation and biodiversity conservation in tropical montane landscapes: ants in coffee plantations in Colombia. *Conservation Biology*, 19(4), pp.1123–1130.
- Asare, R., Wade, A., Mason, J., Hadley, P. & Norris, K., 2019. Shade and landscape effects on bird diversity and community composition in Ghanaian cocoa farms. *Biotropica*, 51(5), pp.615–624.
- Asociación Sector Agroindustrial De La Caña, 2023. *Boletín Económico del Sector Cañicultor*.

- Bautista-Giraldo, M.A. & Armbrrecht, I., 2025. Ants from the tropical dry forest in the Cauca River geographic valley, Colombia: new records and expansion of distributions. *Biodiversity Data Journal*, 13, e151722.
- Bautista-Giraldo, M.A., García, E.I. & Armbrrecht, I., 2025. Diversidad de hormigas en potreros y cañaduzales en el bosque seco tropical del Valle del Cauca. *Colombia Forestal*, 1, pp.1–19.
- Bihn, J.H., Verhaagh, M., Brändle, M. & Brandl, R., 2008. Do secondary forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant communities in the Atlantic forest of Brazil. *Biological Conservation*, 141(3), pp.733–743.
- Blüthgen, N., Simons, N.K., Jung, K., Prati, D., Renner, S.C., Boch, S., Fischer, M., Hölzel, N., Klaus, V.H., Kleinebecker, T. & Tschapka, M., 2016. Land use imperils plant and animal community stability through changes in asynchrony rather than diversity. *Nature Communications*, 7, 10697.
- Cabra, M.E., Armbrrecht, I., Rodríguez, R. & García, E., 2012. Estructura de la comunidad de artrópodos del suelo a lo largo de un gradiente de cobertura vegetal en el Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 38(2), pp.179–188.
- Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J.C. & Borges, P.A.V., 2015. BAT - Biodiversity Assessment Tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(2), pp.232–236.
- Carvalho, J.C., Cardoso, P. & Gomes, P., 2012. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7), pp.760–771.
- Castiblanco, F.F., Flórez, R.J.G. & Delsinne, T., 2019. *Hormigas de Colombia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Chefaoui, R.M. & Lobo, J.M., 2007. Assessing the conservation status of an Iberian moth using pseudo-absences. *Journal of Wildlife Management*, 71(8), pp.2507–2516.
- Delabie, J.H.C., Agosti, D., Nascimento, I.C., Moreno, M.A.C. & Pacheco, P., 2000. Structure of ground-dwelling ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic forest fragments of Bahia, Brazil. *Sociobiology*, 35(1), pp.35–61.
- Dejean, A., Durou, S., Olmsted, I. & Snelling, R.R., 2007. Nest site preference and species coexistence in arboreal ants from Mexican tropical rain forests. *Insectes Sociaux*, 54(4), pp.387–392.
- Díaz, F. & Castaño, S., 2020. Efecto del uso del suelo en la diversidad de hormigas epigeas en agroecosistemas cañeros del Valle del Cauca. *Acta Biológica Colombiana*, 25(1), pp.23–33.

- Dukes, J.S., Pontius, J., Orwig, D., Garnas, J.R., Rodgers, V.L., Brazee, N., Cooke, B., Theoharides, K.A., Stange, E.E., Harrington, R., Ehrenfeld, J., Gurevitch, J., Lerdau, M., Stinson, K., Wick, R. & Ayres, M., 2009. Responses of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate change in the forests of northeastern North America: what can we predict? *Canadian Journal of Forest Research*, 39(2), pp.231–248.
- Escobar, F., Rivera-Pedroza, L.F. & Armbrrecht, I., 2020. Agricultural matrix affects biodiversity patterns inside forest fragments: A multisite analysis with dung beetles. *Landscape Ecology*, 35(3), pp.527–539.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. & Martin, J.-L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), pp.101–112.
- Faria, D., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Laps, R.R. & Baumgarten, J., 2007. Landscape structure influences seedling survival and recruitment in tropical forest fragments. *Ecography*, 30(5), pp.717–728.
- Fernández, F., 2003. *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Bogotá: Instituto Humboldt.
- Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity and Conservation*, 7(9), 1221–1244. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- García, E.I. & Peña-Artunduaga, D., 2011. Efectos del cultivo de caña de azúcar sobre los suelos del Valle del Cauca. *Revista Cenicafé*, 62(4), pp.395–408.
- Garritty, D.P., 1999. Tree–soil–crop interactions on slopes. *Agroforestry Systems*, 45(1–3), pp.95–107.
- Guerrero Flórez, D., Delsinne, T. & Fernández, F., 2021. *Hormigas de Colombia*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Hatt, S., Lopes, T., Boeraeve, F., Chen, J. & Francis, F., 2018. Towards sustainable agriculture: The need to consider biocontrol at the landscape scale. *Biological Control*, 126, pp.50–61.
- Harvey, C.A., Gonzalez Villalobos, J.A., Soto, C. & Esquivel, H., 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 16(5), pp.1986–1999.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), pp.1451–1456.

- Karp, D.S., Mendenhall, C.D., Sandi, R.F., Chaumont, N., Ehrlich, P.R., Hadly, E.A. & Daily, G.C., 2018. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters*, 21(10), pp.1580–1588.
- Lattke, J.E., 2011. *Ants of Colombia: systematics, distribution and biogeography*. Gainesville, FL: University of Florida Press.
- Laurance, W.F., Clements, G.R., Sloan, S., O’Connell, C.S., Mueller, N.D., Goosem, M., Venter, O., Edwards, D.P., Phalan, B., Balmford, A., Van Der Ree, R. & Arrea, I.B., 2014. A global strategy for road building. *Nature*, 513(7517), pp.229–232.
- Letourneau, D.K., Armbrrecht, I., Rivera, B.S., Lerma, J.M., Carmona, E.J., Daza, M.C., Escobar, S., Galindo, V., Gutiérrez, C., López, S.D., Mejía, J.L., Rangel, A.M.A. & Trujillo, A.R., 2011. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecological Applications*, 21(1), pp.9–21.
- Lima, L. F. A., Moura, J. O., de Almeida, R. T. R., & Nascimento, I. C. (2023). Potential of ants (Hymenoptera: Formicidae) as biological control agents: A systematic review. *Agronomy*, 14(7), 1558.
- Liu, J., Hull, V., Batistella, M., DeFries, R., Dietz, T., Fu, F., Li, S., Martinelli, L.A., Moran, E.F., Naylor, R., Ouyang, Z., Polenske, K.R., Reenberg, A., Rocha, G.O., Simmons, C.S., Verburg, P.H., Vitousek, P.M., Zhang, F. & Zhu, C., 2014. Framing sustainability in a telecoupled world. *Ecology and Society*, 19(4), p.26.
- Lopes, L., Souza, T.L., Cunha, E., Omena, P.M. & Delabie, J.H.C., 2023. Natural habitat strips enhance biological control in sugarcane fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 346, 108287.
- McGlynn, T.P., 1999. The worldwide transfer of ants: geographical distribution and ecological invasions. *Journal of Biogeography*, 26(3), pp.535–548.
- Moreno, C.E., Barragán, F. & Pineda, E., 2017. Aplicación de la diversidad beta para la conservación de la biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(1), pp.66–75.
- Moreno-Rodas, E.A. & Armbrrecht, I., 2023. Las hormigas como indicadores ecológicos en sistemas productivos de caña de azúcar. *Revista Colombiana de Entomología*, 49(2), pp.135–145.
- Nelson, A., Ojeda, M.I., Garcia, C., Dávalos, L.M., Etter, A. & Pfaff, A., 2020. Sugarcane expansion in Colombia: Challenges for land governance and sustainability. *Land Use Policy*, 91, 104367.
- Offenberg, J., 2015. Ants as tools in sustainable agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1197–1205.
- Oliveira, R. F., Almeida, L. C., de Souza, D. R., Munhae, C. B., Bueno, O. C., & Morini, M. S. C., 2012. Ant diversity (Hymenoptera: Formicidae) and predation by ants on the

different stages of the sugarcane borer life cycle *Diatraea saccharalis* (Lepidoptera: Crambidae). *European Journal of Entomology*, 109(3), 381–387.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H., 2018. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-2. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> [Accessed 22 July 2025].

Pardo, A., 2018. *Bosque seco tropical en Colombia: situación actual y perspectivas de conservación*. Instituto Humboldt.

Perfecto, I. & Vandermeer, J., 2010. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(13), pp.5786–5791.

Philpott, S.M. & Armbrrecht, I., 2006. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology*, 31(4), pp.369–377.

Philpott, S.M., Perfecto, I. & Vandermeer, J., 2006. Effects of predatory ants on lower trophic levels across a gradient of coffee management complexity. *Journal of Animal Ecology*, 75(6), pp.1231–1241.

Philpott, S.M., Bichier, P., Rice, R.A. & Greenberg, R., 2008. Landscape effects on ants and their ecological interactions in coffee agroecosystems. *Biological Conservation*, 141(10), pp.2419–2428.

Philpott, S.M., Perfecto, I., Vandermeer, J. & Uno, S., 2010. Spatial scale and density dependence in a landscape mosaic: ant population dynamics in coffee agroecosystems. *Ecological Applications*, 20(2), pp.461–472.

Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., McField, M. & Morrissey, C.A., 2021. An update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on systemic insecticides. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, pp.11749–11782.

Pineda-López, R. 2019. Estimadores de la riqueza de especies. En: Moreno, C.E. (ed.) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Ciudad de México: Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo / Libermex, pp. 159–174.

Quintero, C.A. & Castaño, S., 2021. Efecto de corredores de vegetación en la diversidad de escarabajos epigeos en caña de azúcar. *Revista Colombiana de Entomología*, 47(1), pp.45–53.

Ramirez-Gi, S., Rincón, C., Medina, D., Guerrero, M. & Martínez, M., 2023. Principales plagas de la caña de azúcar en el Valle del Cauca y su manejo. *Revista Colombiana de Entomología*, 49(1), pp.69–80.

- Risch, S. J., & Carroll, C. R., 1982. The ecological role of ants in two Mexican agroecosystems. *Oecologia*, 55(1), 114–119.
- Rivera-Pedroza, L.F., Armbrrecht, I., González, E. & Salazar, J., 2019. The role of natural vegetation strips in sugarcane monocultures: Ant and bird functional diversity responses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106603.
- Ribas, C.R., Schoereder, J.H., Pic, M. & Soares, S.M., 2012. Tree heterogeneity, resource availability, and large-scale patterns of ant diversity in Brazilian Atlantic forest. *Ecological Monographs*, 82(2), pp.221–238.
- Rossi, M.N. & Fowler, H.G., 2000. Ant predation of larval *Diatraea saccharalis* in new sugarcane in Brazil. *Journal of Applied Entomology*, 124(5–6), pp.245–247.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K.A., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232, pp.8–27.
- Santos, L. A. O., Bischoff, A., & Fernandes, O. A., 2018. The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. *Basic and Applied Ecology*, 31, 1–9.
- Silvestre, R., Brandão, C.R.F. & Paiva, R.V.S., 2003. Ant biodiversity in Brazilian tropical dry forests. *Neotropical Entomology*, 32(4), pp.1–13.
- Solar, R.R.C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., Louzada, J., Maués, M.M., Moura, N.G., Oliveira, V.H.F. & Gardner, T.A., 2016. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, 19(10), pp.1103–1113.
- Souza, T.L., Morini, M.S.C., Bueno, O.C., Oliveira, M.A. & Delabie, J.H.C., 2016. Riparian vegetation increases ant richness and functional groups in sugarcane fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, pp.333–339.
- Tayyab, M., Abdullah, M., Aslam, M., Saeed, S., Altaf, M., Farooqi, Z., Papeş, M. & Mehmood, T., 2021. Land use intensification and its consequences for biodiversity and ecosystem services: A global synthesis. *Biological Reviews*, 96(3), pp.1075–1091.
- Tomich, T.P., Brodt, S., Ferris, H., Galt, R., Horwath, W.R., Kebreab, E., Leveau, J.H., Liptzin, D., Lubell, M. & Merelender, A., 2011. Agroecology: A review from a global-change perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, 36, pp.193–222.
- Tscharntke, T. *et al.*, 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes—a review. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), pp.619–629.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J. & Whitbread, A., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), pp.53–59.

- Vargas, R. *et al.*, 2015. Liberación de parasitoides en caña de azúcar: experiencia en el Valle del Cauca. *Revista Colombiana de Entomología*, 41(2), pp.214–222.
- Vargas, R. *et al.*, 2018. Plagas de la caña de azúcar en Colombia: diagnóstico y estrategias de manejo. *Revista Colombiana de Entomología*, 44(1), pp.56–67.
- Vargas, R. *et al.*, 2023. Control biológico por conservación: potencial y desafíos en caña de azúcar. *Revista Colombiana de Entomología*, 49(1), pp.55–68.
- Vargas, R. & Posada, F., 2013. Evaluación económica de la liberación de parasitoides en caña de azúcar en el Valle del Cauca. *Revista Colombiana de Entomología*, 39(1), pp.113–120.
- Vásquez-Benavides, L. *et al.*, 2018. Ant diversity and functional groups in sugarcane monocultures and remnant forests in Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), pp.734–747.
- Wiesel, E.A., Harte, J. & Ostfeld, R.S., 2015. Predicting species responses to habitat fragmentation using ecological traits and climate. *Global Change Biology*, 21(5), pp.1897–1910.
- Wilson, E.O., 2003. *Pheidole in the New World: A dominant, hyperdiverse ant genus*. Harvard University Press.

Tablas y figuras

Tabla 1. Abundancia, diversidad alfa y estadísticos descriptivos de muestreo entre tratamientos.

	Tratamientos		
	Vegetación	Caña a 10 m	Caña a 300 m
Individuos	1393	2055	1239
q0	43	29	30
q1	30.19	18.7	19.97
q2	23.93	13.79	15.73
Uniques	8	7	10
Duplicates	7	4	1
Jack 1	50.73	35.76	39.66
Jack 2	51.89	38.69	48.09
Chao2	46.5	33.2	52.5
Cobertura de muestreo	0.970	0.960	0.940
Complejidad promedio de muestreo	0.865	0.808	0.642

Tabla 2. Abundancia, diversidad alfa y estadísticos descriptivos de muestreo finca La Naranja.

	Vegetación	Caña a 10 m	Caña a 300 m
Individuos	434	1440	733
q0	24	18	25
q1	18.3	14.5	19.25
q2	14.95	12.56	16.28
Uniques	9	4	8
Duplicates	5	4	2
Jack 1	32.1	21.6	32.2
Jack 2	35.74	21.95	37.17
Chao2	30	19.2	34.33
Cobertura de muestreo	0.8872	0.9526	0.9211
Complejidad de muestreo promedio	0.736	0.861	0.723

Tabla 3. Abundancia, diversidad alfa y estadísticos descriptivos de muestreo finca La Ventura.

	Vegetación	Caña a 10 m	Caña a 300 m
Individuos	470	414	467
q0	29	16	21
q1	22.69	11.98	15.1
q2	19.12	9.52	12.3
Uniques	9	4	9
Duplicates	6	5	2
Jack 1	37.1	19.6	29.1
Jack 2	40.03	19.24	34.87
Chao2	34.14	17	33
Cobertura de muestreo	0.9183	0.942	0.8825
Complejidad de muestreo promedio	0.782	0.860	0.650

Tabla 4. Abundancia, diversidad alfa y estadísticos descriptivos de muestreo finca La Ceiba.

	Vegetación	Caña a 10 m	Caña a 300 m
Individuos	489	201	39
q0	25	13	5
q1	18.71	9.41	3.68
q2	15.24	7.86	2.79
Uniques	8	5	4
Duplicates	4	1	0
Jack 1	32.2	17.5	8.6
Jack 2	35.75	20.78	11.8
Chao2	30.6	18	11
Cobertura de muestreo	0.9182	0.9097	0.5862
Complejidad de muestreo promedio	0.761	0.693	0.478

Leyendas de las figuras

Figura 1. **A.** Área de estudio. **B.** Imagen satelital de la finca La Naranja, con la disposición de los tratamientos. **C.** Fotografía de una de las trampas de caída en campo.

Figura 2. Curvas de interpolación/extrapolación construidas con base en unidades de muestreo por tratamiento. Las áreas sombreadas representan intervalos de confianza (IC) del 95%. En la parte superior de cada panel se muestra el orden de la diversidad: q_0 = riqueza, q_1 = No. Efectivo de especies comunes, q_2 = No. Efectivo de especies muy abundantes.

Figura 3. Comparación de la diversidad en número efectivo de especies (qD), según la mínima cobertura de muestreo compartida. Las barras de error representan intervalos de confianza (IC) del 95%. **A.** Regional. **B.** La Naranja. **C.** La Ventura. **D.** La Ceiba.

Figura 4. Partición aditiva de la diversidad beta en los componentes recambio y diferencia de riqueza a nivel regional y local (fincas). **A.** Regional. **B.** La Naranja. **C.** La Ventura. **D.** La Ceiba.

Figura 5. Diagramas de Venn de especies compartidas y exclusivas y contribución porcentual en cada caso. **A.** Regional. **B.** La Naranja. **C.** La Ventura. **D.** La Ceiba.

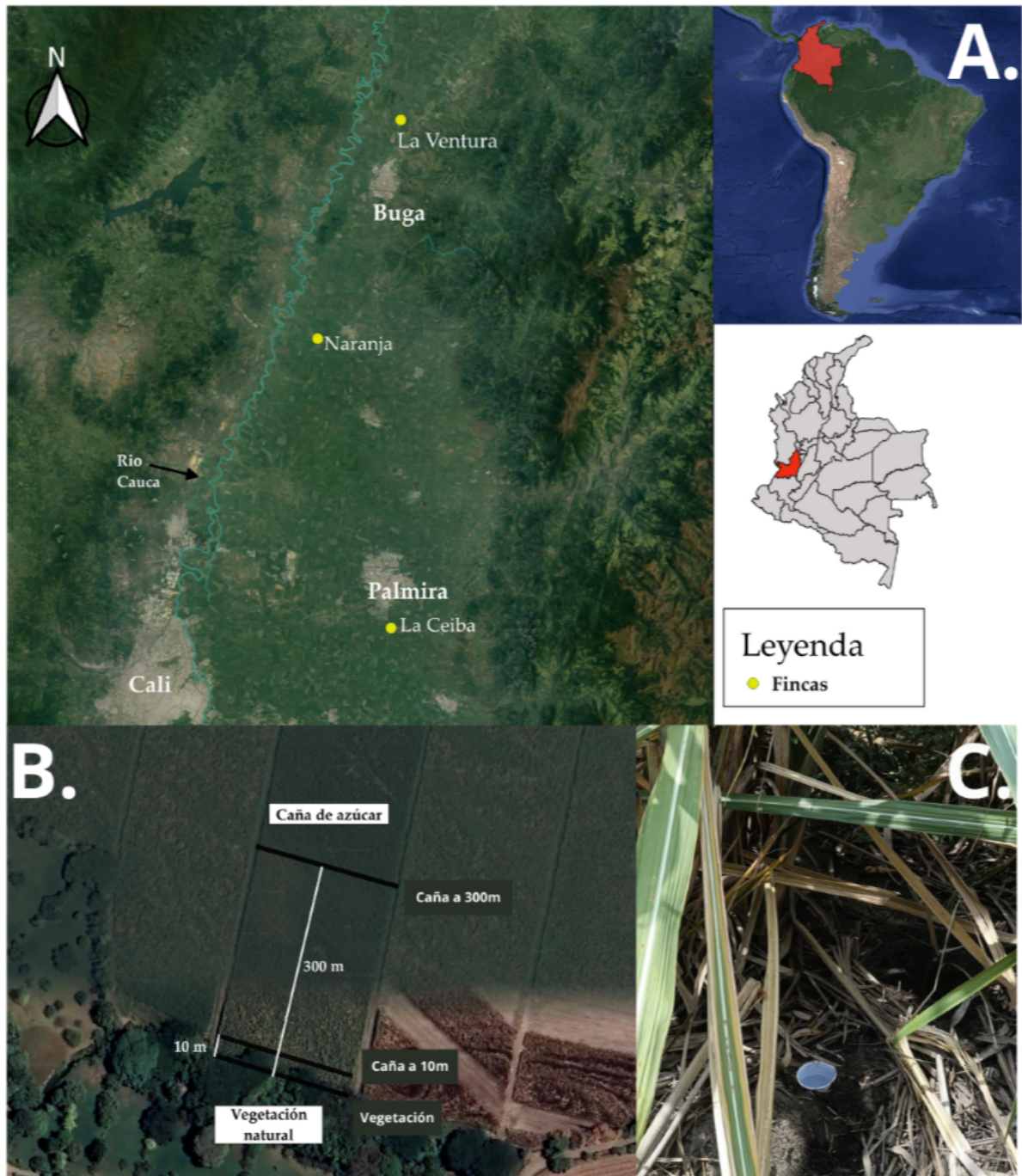


Figura 1.

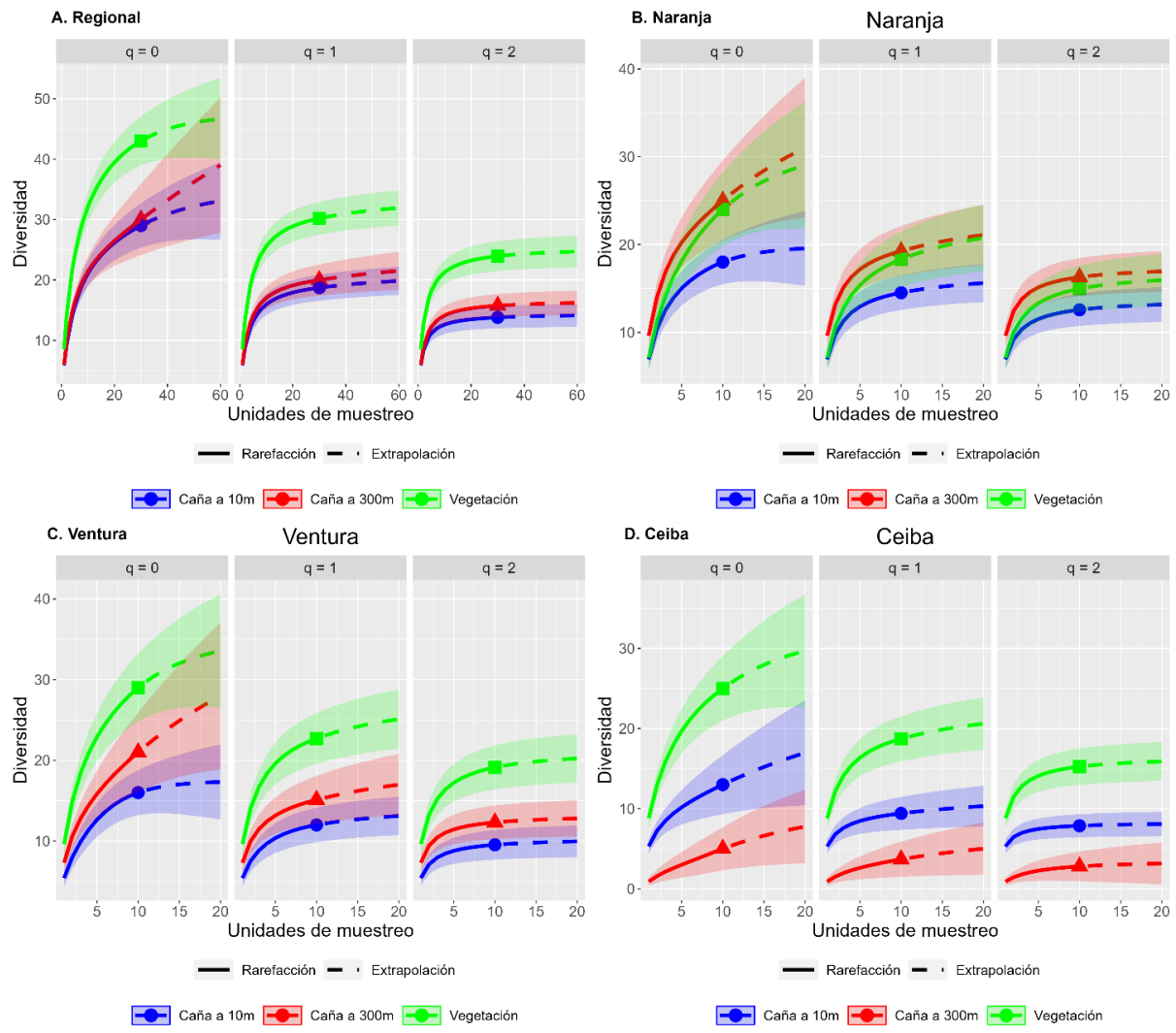


Figura 2.

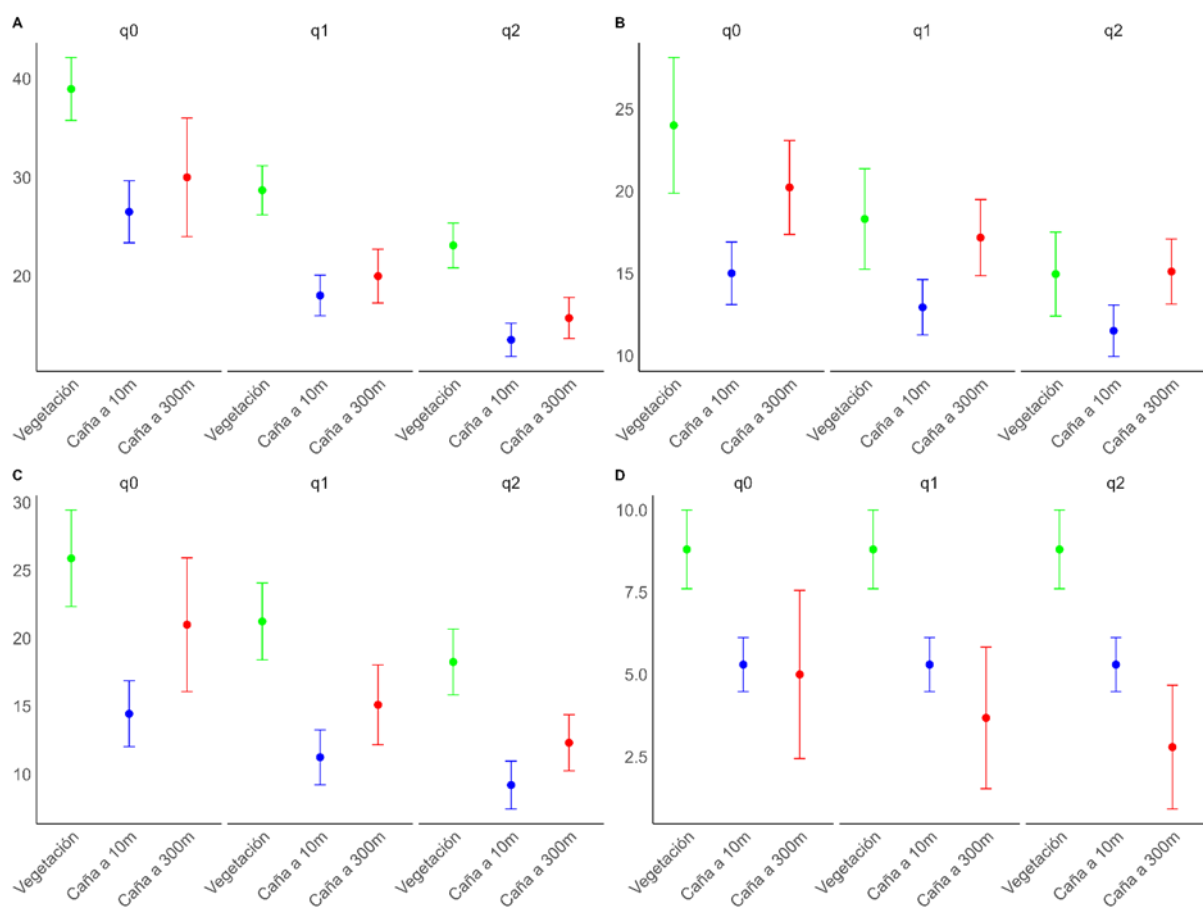


Figura 3.

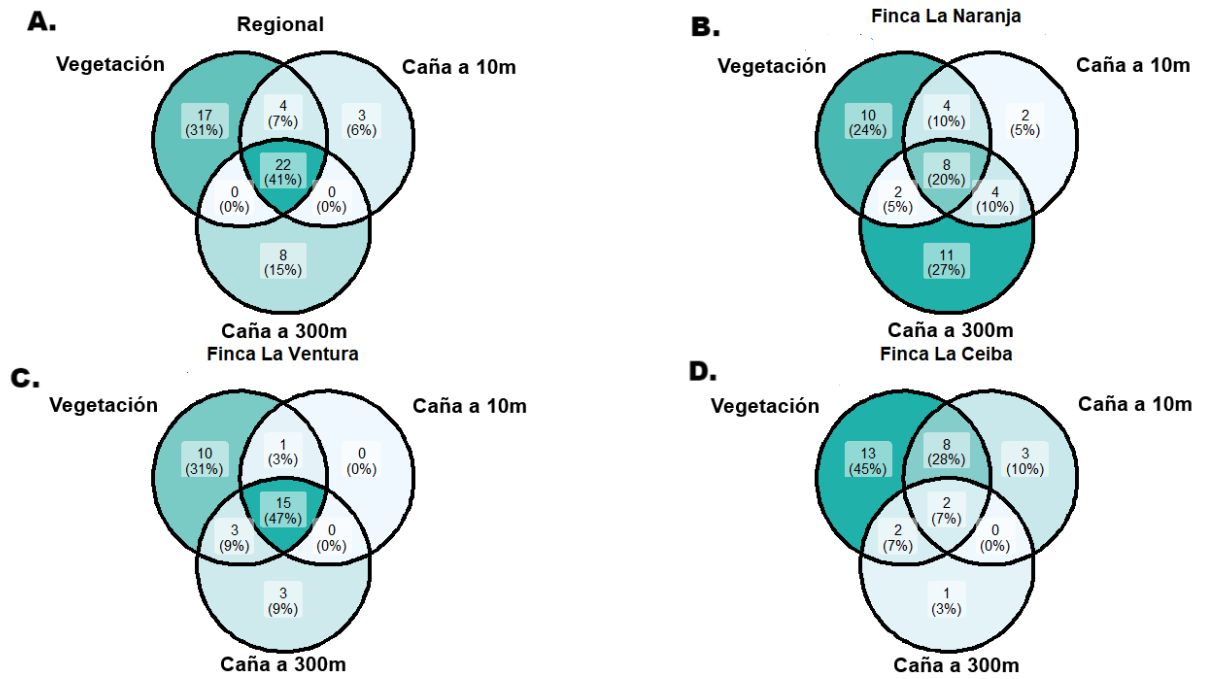
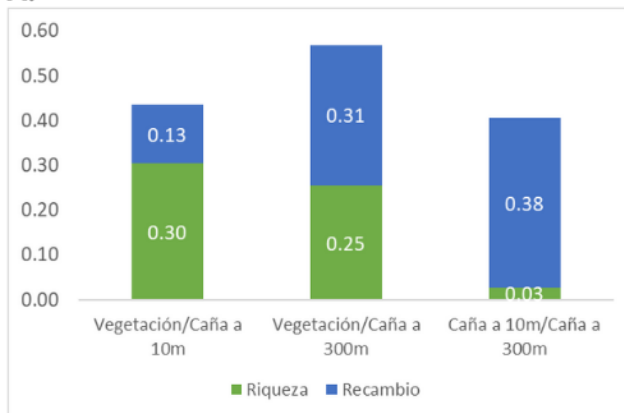
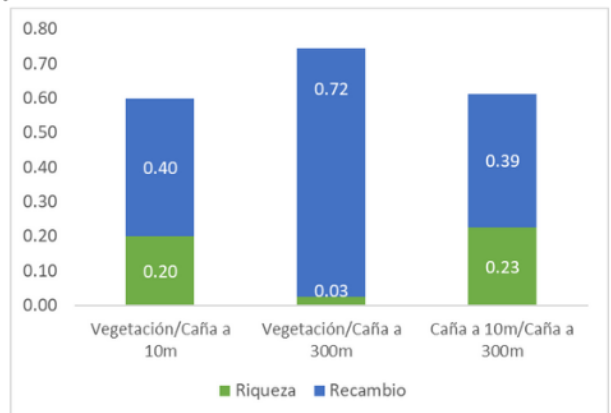
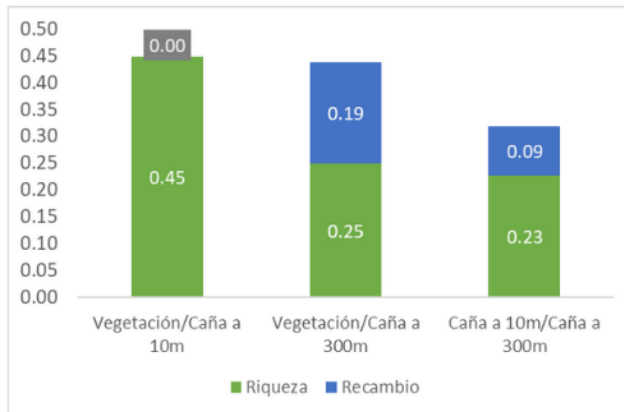
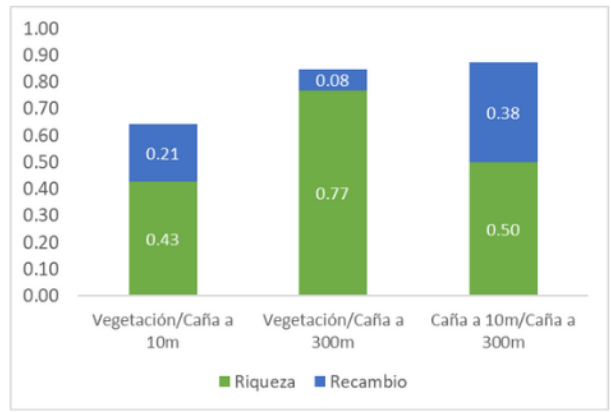


Figura 4.

A.**B.****C.****D.****Figura 5.**

APÉNDICES

Todos los apéndices están disponibles en el siguiente enlace:

https://drive.google.com/drive/folders/1F1WLAQxam1nRsFmwnN2gInA_tj8iRz2i?usp=drive_link

Apéndice 1. Scripts empleados en el análisis de datos.

Apéndice 2. Gráficas de rango-incidencia de las especies en el muestreo regional y en cada localidad.

Apéndice 3. Resultados de los modelos lineales generalizados (GLM y GLMM) empleados para evaluar diferencias en la riqueza de hormigas entre tratamientos: A) a nivel de trampas de caída (GLMM) y B) a nivel de transectos (GLM).

Apéndice 4. Comparación de la riqueza observada por **A.** Trampa y **B.** Transecto, entre los tratamientos. La línea media de la caja denota la mediana y el punto rojo la media. El borde superior de la caja corresponde al Q3 y el inferior al Q1.

Apéndice 5. Comparación de la diversidad. Las barras de error representan intervalos de confianza (IC) del 95%. Diferenciado por gremios.