

**INSECTOS DIPTERA (SYRPHIDAE, TACHINIDAE) Y LEPIDOPTERA ASOCIADOS
A AGROECOSISTEMAS CIRCUNDANTES A FRAGMENTOS DE BOSQUE
ALTOANDINO EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO BOGOTÁ.**

IBIS ESTEFANÍA CAMARGO PÁRRAGA

**UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
PROGRAMA DE BIOLOGÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ, D.C**

2023

**INSECTOS DIPTERA (SYRPHIDAE, TACHINIDAE) Y LEPIDOPTERA ASOCIADOS
A AGROECOSISTEMAS CIRCUNDANTES A FRAGMENTOS DE BOSQUE
ALTOANDINO EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO BOGOTÁ.**

IBIS ESTEFANÍA CAMARGO PÁRRAGA

Proyecto trabajo de grado para optar al título de Biología Ambiental

Director

**GONZALO ERNESTO FAJARDO MEDINA
Bio. M.Sc.**

CoDirector

**AUGUSTO LEÓN MONTOYA
Bio. M.Sc.**

**UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO
Programa Biología Ambiental
BOGOTÁ
2023**

Nota de Aceptación

Presidente del jurado

Jurado

Jurado

Fecha de Aceptación

**A mi hermano Axel in memoriam
y a mis padres.**

Agradecimientos

Siempre hay un motivo por el cual agradecer. Y el culmen de este trabajo fue posible a todas aquellas personas que contribuyeron para que así fuera.

Agradezco al profe Gonzalo por su apoyo, por impulsarme en este camino académico y por todos sus consejos.

A la profe Valeria y sus hijas, por abrirme las puertas de su casa, por todos sus consejos y conocimientos.

A Don Gabriel, por permitirme realizar los muestreos en sus cultivos.

A Augusto Montoya, por toda su buena disposición, interés y conocimientos para con mi trabajo de investigación.

A mis padres, por todo su apoyo incondicional y paciencia. A mi papá, quien me ayudo a construir las trampas.

A mi amiga Alejandra Méndez, por toda su compañía durante toda la carrera, por escucharme, apoyarme y ser cómplice. Por hacer parte importante en el desarrollo de este proyecto.

A Camilo, amigo del alma, por estar siempre pendiente de mí, por su apoyo en la redacción del documento y bases de datos.

A Fercho, por acompañarme en los muestreos en campo y toda su buena disposición.

A la profe Mónica Puyana por su apoyo y conocimientos para la formulación de este proyecto.

Al territorio y a la montaña, por permitirme andarlos y hacer los muestreos en campo.

Al programa de Biología Ambiental y la facultad de Ciencias ambientales e ingeniería, por permitirme llevar a cabo este proyecto de grado.

A la Universidad Jorge Tadeo Lozano.

ÍNDICE

1. RESUMEN	11
2. Abstract.....	12
3. INTRODUCCIÓN.....	13
4. MARCO TEÓRICO	15
4.1. Agroecosistemas y estructura agroecológica principal	15
4.2. Áreas naturales y seminaturales	16
4.3. Fragmentación de hábitat	16
4.4. Conectividad del paisaje, matriz, parche y corredores.....	17
4.5. Polinización y polinizadores silvestres	18
4.6. Insectos parasitoides, depredadores y controladores biológicos	19
5. ESTADO DEL ARTE	20
6. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	26
7. OBJETIVOS.....	27
7.1. Objetivo general	27
7.2. Objetivos específicos.....	27
8. HIPÓTESIS	28
9. METODOLOGÍA.....	28
9.1. Área de estudio.....	28
9.2. Zonas de estudio y variables	29
9.3. Muestreo.....	31
9.4. Análisis y manejo de información.....	33
10. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
10.1. Riqueza y abundancia.....	33
11. DISCUSIÓN	42
12. CONCLUSIONES	80
13. RECOMENDACIONES.....	81
14. BIBLIOGRAFÍA	82

Índice de tablas

- Tabla 1.** Riqueza y abundancia de especies/morfotipos para Syrphidae, Tachinidae y especies de Lepidoptera junto con los porcentajes de cada uno por zona y grupo. Abreviaturas: Lep: Lepidoptera, Tach: Tachinidae, Syr: Syrphidae. junto con los porcentajes de cada uno por zona y de cada grupo. 34
- Tabla 2.** Abundancias de especies y morfoespecies de Sírfidos encontrados en las diferentes zonas de muestreo. 38
- Tabla 3.** Abundancias por morfotipo de la familia Tachinidae en las diferentes zonas de muestreo. 39
- Tabla 4.** Abundancias de especies de lepidópteros en las diferentes zonas de muestreo. 39

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de localización del municipio de Tabio y zonas donde se realizó el muestreo. Imágenes satelitales de Google Earth.	29
Figura 2. Trampas Van Someren-Rydon colgadas con cebo.	32
Figura 3. Composición de cada zona de muestreo evaluada por porcentaje para cada grupo de insecto: Lepidoptera, Syrphidae y Tachinidae. <i>Pedaliodes polusca</i> (Hewiston, 1861) Lepidoptera tomada de: Repositorio Instituto Alexander von Humboldt, Syrphidae <i>Platycheirus (Carposcalis) ecuadoriensis</i> (Fluke, 1945).	35
Figura 4. Diagrama de Venn de la composición de especies por grupos estudiados en cada zona de muestreo bosque, cultivo asociado, cultivo convencional y camino. Se muestra el número de especies exclusivas y compartidas para cada zona.	37
Figura 5. Dendograma-Clúster UPGMA de las abundancias en las cuatro zonas. (a) entre los 3 grupos Tachinidae, Syrphidae y Lepidoptera.	42
Figura 6. <i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758).	47
Figura 7. <i>Lejops mexicanus</i> (Macquart, 1842).	48
Figura 8. <i>Quichuana</i> sp. (Knab, 1913).	48
Figura 9. <i>Eristalinus taeniops</i> (Wiedemann, 1818).	48
Figura 10. Mapa de distribución de las cuatro zonas de las especies <i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758), <i>Lejops mexicanus</i> (Macquart, 1842), <i>Quichuana</i> sp. (Knab, 1913) y <i>Eristalinus taeniops</i> (Wiedemann, 1818).	49
Figura 11. <i>Toxomerus</i> sp. 1 (Macquart, 1855).	50
Figura 12. <i>Toxomerus flaviplurus</i> (Hall, 1927).	50
Figura 13. <i>Toxomerus</i> sp. 2 (Macquart, 1855).	51
Figura 14. <i>Toxomerus</i> sp. 3 (Macquart, 1855).	51
Figura 15. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies del género <i>Toxomerus</i> : <i>Toxomerus</i> sp1, sp2 y sp. 3(Macquart, 1855) y <i>Toxomerus flaviplurus</i> (Hall, 1927).	52
Figura 16. <i>Platycheirus (Carposcalis) punctulatus</i> (Wulp, 1888).	52
Figura 17. <i>Platycheirus (Carposcalis) ecuadoriensis</i> (Fluke, 1945).	53
Figura 18. <i>Platycheirus (Carposcalis) fenestratus</i> (Macqart, 1842).	53
Figura 19. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies del género <i>Platycheirus</i> (carposcalis): <i>P. punctulatus</i> (Wulp, 1888). <i>P. ecuadoriensis</i> (Fluke, 1945). y <i>P. fenestratus</i> (Macqart, 1842).	54

Figura 20.	<i>Leucopodella</i> sp. (Hull, 1947).	54
Figura 21.	<i>Tuberculanostoma antennatum</i> (Fluke, 1943).	55
Figura 22.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies: <i>Leucopodella</i> sp. (Hull, 1947) y <i>Tuberculanostoma antennatum</i> (Fluke, 1943).	55
Figura 23.	<i>Argentinomyia luculenta</i> (Fluke, 1945).	56
Figura 24.	<i>Argentinomyia altissima</i> (Fluke, 1945).	57
Figura 25.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies del género: <i>Argentinomyia altissima</i> (Fluke, 1945) y <i>Argentinomyia luculenta</i> (Fluke, 1945).	57
Figura 26.	<i>Allograpta</i> sp. (Osten Sacken, 1875).	58
Figura 27.	<i>Orphnabaccha</i> af. <i>golbachi</i> (Fulke, 1951).	58
Figura 28.	<i>Hybobathus</i> af. <i>macropyga</i> (Enderlein, 1937).	59
Figura 29.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies: <i>Allograpta</i> sp. (Osten Sacken, 1875), <i>Orphnabaccha</i> af. <i>golbachi</i> (Fulke, 1951) y <i>Hybobathus</i> af. <i>macropyga</i> (Enderlein, 1937).	59
Figura 30.	<i>Claraplumula latifaciens</i> (Shannon, 1927).	60
Figura 31.	<i>Styxia eblis</i> (Hull, 1943).	60
Figura 32.	<i>Hermesomiya wulpiana</i> (Lynch-Arribálzaga, 1891).	61
Figura 33.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies: <i>Claraplumula latifaciens</i> (Shannon, 1927), <i>Styxia eblis</i> (Hull, 1943) y <i>Hermesomiya wulpiana</i> (Lynch-Arribálzaga, 1891).	61
Figura 34.	Tachinidae morfotipo 2.	62
Figura 35.	Tachinidae morfotipo 3.	62
Figura 36.	Tachinidae morfotipo 4.	63
Figura 37.	Tachinidae morfotipo 5.	63
Figura 38.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m2, m3, m4 y m5 de la familia Tachinidae.	64
Figura 39.	Tachinidae morfotipo 6.	64
Figura 40.	Tachinidae morfotipo 4.	65
Figura 41.	Tachinidae morfotipo 18.	65
Figura 42.	Tachinidae morfotipo 57.	66
Figura 43.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m6, m4, m18 y m57 de la familia Tachinidae.	66
Figura 44.	Tachinidae morfotipo 15.	67

Figura 45.	Tachinidae morfotipo 7.....	67
Figura 46.	Tachinidae morfotipo 20.....	68
Figura 47.	Tachinidae morfotipo 8.....	68
Figura 48.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m15, m7, m20 y m8 de la familia Tachinidae.....	69
Figura 49.	Tachinidae morfotipo 11.....	69
Figura 50.	Tachinidae morfotipo 23.....	70
Figura 51.	Tachinidae morfotipo 24.....	70
Figura 52.	Tachinidae morfotipo 25.....	71
Figura 53.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m11, m23, m24 y m25 de la familia Tachinidae.....	72
Figura 54.	Tachinidae morfotipo 13.....	73
Figura 55.	Tachinidae morfotipo 19.....	73
Figura 56.	Tachinidae morfotipo 21.....	74
Figura 57.	Tachinidae morfotipo 22.....	74
Figura 58.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m13, m19, m21 y m22 de la familia Tachinidae.....	75
Figura 59.	Tachinidae morfotipo 26.....	76
Figura 60.	Tachinidae morfotipo 9.....	76
Figura 61.	Tachinidae morfotipo 10.....	77
Figura 62.	Tachinidae morfotipo 12.....	77
Figura 63.	Tachinidae morfotipo 17.....	78
Figura 64.	Tachinidae morfotipo 59.....	78
Figura 65.	Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m26, m9, m10, m12, m17 y m59 de la familia Tachinidae.....	79
Figura 66.	Especies de Lepidopteros muestreados en las cuatro zonas.	80

1. RESUMEN

Los cambios en el paisaje provocados por actividades agrícolas convencionales impulsan la pérdida de hábitats naturales reflejados en: fragmentación de hábitats, distanciamiento entre estos, exposición y pérdida de su calidad porque inciden en las poblaciones de insectos de forma negativa ya que afecta su composición y genera aislamiento. El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición de insectos de los órdenes Díptera (Syrphidae y Tachinidae) y Lepidóptera comparando los ecosistemas naturales de bosque alto andino y escenarios circundantes a agroecosistemas. Por otra parte, se buscó hacer un aporte al registro y taxonomía para las dos familias de dípteros. Durante cuatro meses, se realizaron muestreos con red entomológica y trampas Van Someren-Rydon cebadas con fruta en descomposición y platos de colores en transectos de 100 m cada uno, ubicados en diferentes escenarios del paisaje del municipio de Tabio Cundinamarca, incluyendo: bosque natural, cultivo asociado, cultivo convencional y camino abierto. En total se colectaron 355 individuos, el 49,58% (n=176) pertenecientes a 26 morfotipos de la familia Tachinidae, 21 morfoespecies/especie de Sírfidos y 50,28% (n=179) de Lepidópteros representados por 3 familias con 26 especies identificadas. De acuerdo con el análisis UPGMA (Análisis multivariado de ordenación) se determinó que las zonas más afines en su composición faunística son los dos tipos de cultivos (asociado y convencional) y que el fragmento de bosque tiene una mayor disimilitud al encontrar mayor riqueza en Taquípidos y Lepidópteros que no se encuentran en las demás zonas. Por otro lado, la mayor riqueza de Sírfidos se encontró en el cultivo asociado. Se concluye que a medida que aumenta la frontera agrícola la riqueza de estos insectos disminuye y el efecto de borde induce una dominancia de taxa; posiblemente relacionado con pérdida de calidad de hábitat.

Palabras clave: Composición faunística de insectos, similitud, moscas de las flores, moscas parasitoides, mariposas diurnas, riqueza, abundancia.

2. Abstract

The changes in the landscape caused by conventional agricultural activities drive the loss of natural habitats reflected in: habitat fragmentation, distancing between them, exposure and loss of their quality because they affect insect populations in a negative way since it affects their composition and generates isolation. The objective of this work was to evaluate the composition of insects of the orders Diptera (Syrphidae and Tachinidae) and Lepidoptera, comparing the natural ecosystems of the high Andean forest and scenarios surrounding agroecosystems. On the other hand, it was sought to make a contribution to the record and taxonomy for the two families of Diptera. For four months, tests were carried out with entomological nets and Van Someren-Rydon traps baited with demonstration fruit and colored plates in transects of 100 m each, located in different landscape scenarios of the municipality of Tabio Cundinamarca, including: natural forest, associated cultivation, conventional cultivation and open road. A total of 355 individuals were collected, 49.58% (n=176) belonging to 26 morphotypes of the Tachinidae family, 21 morphospecies/species of Syrphids and 50.28% (n=179) of Lepidoptera represented by 3 families with 26 identified species. According to the UPGMA analysis (Multivariate Management Analysis) it will be prolonged that the most similar areas in their faunal composition are the two types of crops (associated and conventional) and that the forest fragment has a greater dissimilarity when finding greater richness in Tachinids and Lepidoptera that are not found in the other areas. On the other hand, the greatest richness of Syrphids is found in the associated crop. It is concluded that as the agricultural frontier increases, the richness of these insects decreases and the edge effect induces taxa dominance; possibly related to loss of habitat quality.

Keywords: Faunal composition of insects, similarity, flower flies, parasitoid flies, day butterflies, richness, abundance.

3. INTRODUCCIÓN

Los insectos son un grupo taxonómico diverso tanto en ecosistemas naturales como transformados (Montañez & Amarillo-Suárez, 2014). Los insectos representan más de la mitad de las especies vivas actuales con alrededor de 5,5 millones de las cuales sólo una quinta parte han sido reconocidas o descritas (Meurgey, 2011; Stork, 2018). A pesar de esto, son varios estudios que reportan la disminución en la biodiversidad de insectos a nivel mundial (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Sisterson *et al.*, 2020) con efectos adversos en el funcionamiento de los ecosistemas dadas sus funciones (servicios ecosistémicos), dentro de los eslabones de la cadena trófica que incluye: la polinización, la herbivoría, la depredación, el parasitismo, aportan así en el reciclaje de nutrientes por grupos saprófagos que sirven como fuente de alimento para otros organismos (Hallmann *et al.*, 2017; Klein *et al.*, 2007); en este contexto, y por su estrecha relación insecto-planta, son susceptibles a cambios antropogénicos en los ecosistemas naturales (Garrat *et al.*, 2011).

En agroecosistemas la presencia de insectos puede ser beneficiosa al brindar servicios ecosistémicos como la polinización y el control biológico de plagas (Noriega *et al.*, 2018). Los polinizadores silvestres complementan la polinización en cultivos (Garibaldi *et al.*, 2013; Nicholson & Ricketts, 2019; Prado *et al.*, 2018) brindan estabilidad y mejoran la eficiencia de polinización en los cultivos ya que hay una mayor polinización cruzada entre polinizadores silvestres y domésticos (Christmann *et al.*, 2017; Nicholson & Ricketts, 2019). Otros insectos benéficos son aquellos que actúan como parasitoides, tal es el caso de las moscas de la familia Tachinidae (Stireman III *et al.*, 2006). Por otro lado, estadios larvarios de algunas especies de Syrphidae de las subfamilias Syrphinae y Pipizinae actúan como depredadores de plagas (Mengual

et al., 2015; Sommaggio, 1999). En el caso de las mariposas pueden actuar como grupos bioindicadores de hábitat (Bonebrake *et al.*, 2010). Recientemente se han postulado algunas especies de Sírfidos como especies marcadoras de hábitat en bosque altoandinos y páramo en Colombia (Montoya *et al.*, 2021).

En Latinoamérica, cómo en otras partes del mundo, la intensificación agrícola impulsa la pérdida de hábitats, principalmente por la expansión agrícola convencional y la deforestación (Cardoso *et al.*, 2020) tanto en áreas naturales y en agroecosistemas (Williams *et al.*, 2010). Un ejemplo de escenarios de transformación en Colombia son los ecosistemas naturales altoandinos sometidos a una pérdida apresurada de su cobertura debido al avance acelerado de la frontera agrícola, la ganadería y la expansión urbana (Etter *et al.*, 2006). Todas estas actividades antropogénicas provocan fragmentación de hábitats naturales; donde, estos fragmentos quedan expuestos a múltiples interferencias que provienen de otros hábitats periféricos aislándolos y distanciándolos (Rybicki & Hanski, 2013), por consiguiente, genera un cambio en la configuración del paisaje debido a que simultáneamente comienza una pérdida de hábitat. A pesar de esto los remanentes de bosque de montaña albergan gran parte de la biodiversidad altoandina y brindan múltiples servicios ecosistémicos (Gutiérrez-Chacón *et al.*, 2018). Estas características hacen relevante estudiar la composición de insectos y su asociación con varios elementos del paisaje.

La baja calidad y conectividad de la matriz agrícola respecto a la distancia de los hábitats naturales por las prácticas agrícolas convencionales como el uso de pesticidas químicos, la apertura de claros, los monocultivos tienen una incidencia negativa en las poblaciones de insectos ya que se afecta su composición, riqueza de especies y sus interacciones con los cultivos (Sommaggio, 1999; Klein *et al.*, 2003; Perfecto & Vandermeer, 2002; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002).

Los insectos son sensibles a perturbaciones antropogénicas (Sommaggio & Burgio, 2014) y dada su importancia funcional en ecosistemas naturales y en agroecosistemas es conveniente realizar estudios en áreas de reciente intervención antropogénica en las que se pueda evaluar el cambio en la composición de las poblaciones de insectos presentes por efecto de la actividad humana.

En este escenario de transformaciones aceleradas en el paisaje natural hacia matrices de agroecosistemas, este estudio evaluó la composición de insectos de las órdenes, Díptera (Syrphidae y Tachinidae) y Lepidóptera comparando ecosistemas naturales de bosque alto andino y circundantes a agroecosistemas. Para ello se tomaron cuatro escenarios de paisaje rodeados en su mayoría de bosque altoandino de la cuenca alta del río Bogotá, sector de llano grande, municipio de Tabio departamento de Cundinamarca. Por otra parte, se buscó hacer un aporte al registro y taxonomía para las dos familias de dípteros.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Agroecosistemas y estructura agroecológica principal

Los agroecosistemas son un conjunto de relaciones e interrelaciones entre suelos, climas, plantas cultivadas, organismos de distintos niveles tróficos, plantas arvenses y grupos humanos en determinados espacios físicos y geográficos. Son modificaciones antrópicas del entorno de los cuales se obtienen bienes y servicios ecosistémicos. Los agroecosistemas son influenciados por la matriz de vegetación circundante y las características de los demás elementos biofísicos (Dalgaard *et al.*, 2003; Gliessman, 1990; Sicard, 2009).

León-Sicard (2021) define la estructura agroecológica principal (EAP) como la configuración interna o disposición espacial de la finca y la conectividad que hay entre diferentes sectores como: parches, corredores de vegetación y sistemas productivos, los cuales permiten el movimiento e intercambio de distintas especies de animales y vegetales. Esta estructura ofrece refugio y alimento para múltiples organismos también, propicia condiciones para la regulación micro climáticas e incide en la producción y conservación de recursos naturales, los cuales inciden en aspectos económicos y culturales de los agroecosistemas.

4.2.Áreas naturales y seminaturales

Las áreas naturales hacen referencia generalmente a tipos de cobertura terrestre con vegetación nativa como por ejemplo el bosque alto andino, mientras que las áreas seminaturales se caracterizan por tener una menor intervención humana (Garibaldi *et al.*, 2011; Scolozzi & Geneletti, 2012).

4.3.Fragmentación de hábitat

La fragmentación de hábitat se define como la reducción de hábitat original hasta quedar parches aislados en el paisaje, que se caracteriza por el grado de destrucción y modificación del hábitat, es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Otavo & Echeverría, 2017). Sus principales efectos a nivel de paisaje son la reducción del tamaño y calidad del bosque original, aumento del borde y el número de parches generalmente aislados (Otavo & Echeverría, 2017). La reducción del tamaño de los fragmentos de bosque genera cambios en la composición y

estructura de las comunidades (Echeverría *et al.*, 2007) y modifica dinámicas de los procesos ecológicos los diferente niveles de la cadena trófica (Wiegand *et al.*, 2005).

Los paisajes rurales son mosaico de agroecosistemas, los cuales se consideran la matriz natural, también están los remanentes del ecosistema original, las comunidades bióticas que habitan estos remanentes sufren procesos específicos debido a la fragmentación, generando aislamiento y disminución de la extensión original del ecosistema; estos remanentes se ven afectados por condiciones nuevas de fragmentación y aislamiento como por las dinámicas de agroecosistemas que las rodean (León-Sicard, 2014).

4.4. Conectividad del paisaje, matriz, parche y corredores

La conectividad del paisaje es la función principal de un corredor biológico, es el grado por el cual el paisaje facilita o impide el movimiento de la biota entre fragmentos de hábitat y está determinado por la distribución de recursos en la estructura física del paisaje junto con otros procesos de comportamiento como la reproducción y el movimiento (Taylor *et al.*, 1993).

Según Barnes (2000) dentro de los paisajes existen varios componentes. La matriz componente dominante del paisaje es más extensa y conectada, presenta determinada densidad de parches, formas específicas en sus límites, tiene distintos grados de heterogeneidad, redes de interacción. Por otro lado, los Parches según Fahrig (2013) son “islas de hábitat” que contienen poblaciones discretas. Por su parte Barnes (2000) define los parches como áreas no lineales que difieren de la vegetación de la matriz dominante en sus alrededores, pueden ser disturbados, remanentes, específicos o introducidos. Son unidades de tierra o hábitats muy heterogéneos cuando se

comparan con la totalidad del paisaje. Finalmente, los corredores son franjas de tierra que difieren de la matriz en cada uno de sus extremos, son áreas que enlazan parches y que actúan como vías que conectan y permiten el intercambio de organismos entre parches (Fahrig, 2013).

4.5. Polinización y polinizadores silvestres

La polinización es un proceso fundamental para la reproducción de cerca del 90 % de plantas con flores. Este proceso consiste en la transferencia de polen desde los estambres hasta el estigma de la misma u otra flor (Arizmendi, 2009) El transporte de polen es totalmente necesario porque estos son inmóviles, siendo vitales para la producción de fruto y semillas (Arce et al., 2001).

Los polinizadores son agentes bióticos que llegan a las flores buscando néctar y polen. Se conoce como polinización entomófila cuando es realizada por insectos como abejas, mariposas, polillas, escarabajos, moscas, entre otros (Sammataro & Avitabile, 2005).

A nivel general se pueden clasificar los polinizadores como domésticos y silvestres. De las 20.000 especies de abejas polinizadoras en el mundo (Charles D. Michener, 2007) La abeja mielera *Apis mellifera* ha sido sometida a domesticación (Miñarro-Prado et al., 2018), Hoy día se considera una especie naturalizada, con poblaciones establecidas en prácticamente todo el mundo y ha sido criada con fines comerciales (Nates Parra, 2005). Entre los polinizadores silvestres se encuentran Himenópteros de la superfamilia Apoidea: Apiformes, abejas diferentes a *A. mellifera*, que no han sido sometidas a domesticación, en su mayoría son de hábitos solitarios lo cual, quiere decir que la hembra deposita sus huevos en un nido y generalmente no está presente cuando nace la cría, estas abejas no producen miel ni forman colonias.

La familia más representativa de dípteros en procesos de polinización es Stryphidae (moscas de las flores) con 6100 especies, de las cuales cerca de 1560 especies se distribuyen en la región Neotropical (Thompson *et al.*, 2010). La familia se subdivide en 4 subfamilias: Syrphinae, Pipizinae, Eristalinae y Microdontinae (Mengual *et al.*, 2015). En estado adulto hacen visitas florales para consumir polen y néctar (Winfrey *et al.*, 2011), mientras que sus estadios inmaduros cumplen funciones tan variadas como el control de plagas de cultivos, reciclaje de nutrientes al ser saprófagas incluyendo algunas especies asociadas a estadios inmaduros de hormigas, depredando sus larva (Sommaggio, 1999).

Otras familias de dípteros importantes polinizadores silvestres son los Taquínidos (Tachinidae) (Larson *et al.*, 2001), los cuales en estadios inmaduros son parasitoides. En cuanto a los lepidópteros la mayoría de los adultos son polinizadores según Sahli & Conner (2006) las visitas de lepidópteros son menos frecuentes comparándolos con otros grupos de insectos. Se pueden encontrar familias como Papilionidae (mariposas comunes), Heliconiinae (heliconinos)(Vásquez Bardales *et al.*, 2017) Sphingidae (polillas halcón), Noctuidae (polillas mochuelo) y Geometridae (polillas geómetras), y las familias de mariposas Hesperidae (patrones) (Winfrey *et al.*, 2011).

4.6. Insectos parasitoides, depredadores y controladores biológicos

Los parasitoides son insectos que para completar su ciclo de vida en estado larvario necesitan de un hospedero para desarrollarse y alimentarse el cual consecuentemente matan. En estado adulto son de vía libre y solo se alimentan de néctar o agua (Godfray & Godfray, 1994).

Los insectos depredadores son organismos de vida libre a lo largo de su ciclo de vida y requieren del consumo de presas para completar su ciclo de vida (Sánchez-Ruiz *et al.*, 1997), algunos son depredadores a lo largo de todo su ciclo de desarrollo mientras que otros como los Sífidos solo en estadios larvarios como. Pueden llegar a tener una gran variedad de presas que puede determinarse en función de cada especie y presentar especificidad en su dieta (Urbaneja *et al.*, 2005).

Los organismos parasitoides y depredadores pueden actuar como controladores biológicos o enemigos naturales, es una forma natural de controlar la densidad de organismos plaga ya que producen un daño o disminuye la calidad o disponibilidad de plantas del cultivo, estos organismos tienen niveles de especificidad en su dieta alimentaria o de parasitación (Urbaneja *et al.*, 2005). el grado de especialización de depredación o parasitación en agroecosistemas es importante ya que tiene implicaciones en servicios ecosistémicos para la regulación de plagas (Derocles *et al.*, 2019).

5. ESTADO DEL ARTE

Estudios sobre diversidad de insectos asociados a cultivos:

Hendrickx *et al.* (2007) en 24 paisajes agrícolas de Europa demuestran que los efectos del cambio agrícola como la intensificación del uso de la tierra trabajan a nivel de paisaje y la diversidad de hábitats, lo cual afecta a los componentes de la diversidad total de artrópodos que se ve mayormente afectada por la proximidad de parches de hábitats seminaturales y disminuye con la intensidad del uso de la tierra.

Shackelford *et al.* (2013) realizaron un metaanálisis con 46 estudios para comparar polinizadores y enemigos naturales en cuanto a los efectos locales (diversidad de plantas no agrícolas en los márgenes del cultivo) y del paisaje (proximidad y proporción de hábitats naturales no agrícolas) en abundancia y riqueza de los cultivos. Hallaron un efecto positivo en estos tipos de insectos para ambas escalas local y de paisaje, con variaciones de efectos a nivel de taxones, con diferencias en abundancia y riqueza que le atribuyeron a las diferencias entre especies generalistas y especialistas, concluyen que algunos polinizadores y enemigos naturales parecen tener respuestas compatibles a la complejidad y pueden ser manejados en agroecosistemas a beneficio de ambos, aun así resaltan que no hay suficientes estudios para concluir que pueden haber interacciones negativas entre estos.

Sisterson *et al.* (2020) en el Valle de San Joaquín California, estimaron la diversidad y abundancia de insectos que no son plaga en huertos de alfalfa, viñedos, almendros, olivares y pastizales, para destacar el papel que juegan los campos de cultivo en el mantenimiento de la diversidad. encontraron que las comunidades de insectos que no son plaga en el sotobosque de los cultivos eran muy similares entre sí.

Priyadarshana *et al.* (2021) muestran que la heterogeneidad de cultivos en cuanto a composición y configuración, se asocia positivamente con la diversidad de insectos benéficos en 52 cultivos subtropicales ubicados en el sur de China, demostraron que la heterogeneidad en cuanto a composición se ve positivamente afectada en la diversidad de escarabajos coprófagos y libélulas, mientras que la heterogeneidad en cuanto a configuración de cultivos se ve afectada positivamente en la diversidad de mariposas, abejas y avispas. También encontraron que el margen de campo tiene una alta diversidad de insectos. Así concluyen que la incorporación de diversos tipos de

cultivos en agroecosistemas puede reducir los efectos adversos de los sistemas intensivos tienen sobre los insectos benéficos contribuyendo a aumentar los servicios ecosistémicos.

Algunos estudios de polinizadores como abejas y silvestres están enfocados a un cultivo en específico y/o a visitas florales de estos, como se muestra a continuación:

Klein *et al.* (2003) en Sulawesi Central, Indonesia analizaron la abundancia y composición de visitas florales a plantas de café de 15 especies de abejas silvestres en 15 sistemas agroforestales que difieren en distancia respecto al bosque principal el cual es importante para la diversidad de hábitos como la anidación de estas abejas. Estos autores encontraron que el número de especies de abejas sociales se reduce con el aumento de la distancia al bosque y en el caso de las abejas solitarias el número aumentaba con la intensidad de luz y mayor cantidad de flores. Esta investigación se centró en la importancia de la conservación de los bosques naturales y fragmentos de bosques cercanos a los agroecosistemas forestales de café para que las abejas pudieran desplazarse fácilmente a los cafetales y anidaran en los parches de bosque.

Nicholson & Ricketts (2019) en el estado de Vermont, EE. UU. realizan experimentos de campo y observación de abejas, junto con métodos económicos para estimar el impacto de los polinizadores silvestres en la cantidad y calidad de los cultivos de arándanos dentro de un paisaje agrícola de baja intensidad. Evidenciaron que el aumento de visitas de seis grupos de abejas silvestres mejoró la producción de semillas y con un aumento de un 1% al 6%, por tanto, concluyen que la conservación de las comunidades de polinizadores silvestres puede aumentar la calidad y cantidad de los cultivos e ingresos económicos en la agricultura.

Cely-Santos & Philpott (2019) hablan de la influencia del hábitat local y del paisaje en la diversidad de abejas en paisajes agrícolas en Anolaima Colombia. En su estudio hacen una evaluación de cómo influye el hábitat local y el paisaje en la diversidad de abejas, midiendo características de hábitat local en abundancia de flores, diversidad de árboles, cobertura del suelo y las características del paisaje en 17 fincas. Encontraron que la elevación, la estructura vertical de la vegetación y la estructura del paisaje influyen en la composición de las comunidades de abejas y los factores del paisaje influyen en la abundancia de estas, en paisajes dominados por pastos y cultivos sin sombra.

Otros estudios a escala de paisaje y fragmentación de hábitat con polinizadores:

Kennedy *et al.* (2013) determinaron que la abundancia y riqueza de abejas es mayor en campos diversificados, orgánicos y con paisajes que comprenden una mejor calidad. La diversidad en campos agrícolas convencionales se beneficia si el área circundante tiene una buena calidad y la permanencia de polinizadores depende de la calidad y mantenimiento de los hábitats circundantes.

Gutiérrez-Chacón *et al.* (2018) en los municipios de Filandia y Circasia en el departamento del Quindío-Colombia, evaluaron en qué medida la cantidad de área forestal o el borde del bosque subandino, utilizada como variable del paisaje, influyen en la riqueza y abundancia de especies de abejas asociadas al borde del bosque. También evaluaron el efecto de la abundancia de especies de flores como variables locales, analizaron rasgos específicos de tamaño, sociabilidad y comportamiento de anidación de abejas y como pueden diferir en la respuesta las variables locales y de paisaje. Encontraron que la diversidad y abundancia aumenta con la proporción creciente del

bosque y con la abundancia de flores. Por otro lado, la longitud del bosque no influyó en la abundancia de abejas solitarias.

Garibaldi *et al.* (2013, 2014) destacan el valor de la riqueza y abundancia de especies de insectos silvestres para mejorar la polinización de los cultivos a nivel mundial, sugiriendo disminución de polinizadores silvestres debido a presiones antropogénicas. Una publicación anterior de Garibaldi *et al.* (2011) tomó datos de 29 estudios de diferentes especies de cultivos y comunidades de polinizadores. Demostraron que la estabilidad de los servicios de polinización disminuye con el aislamiento de las áreas naturales a pesar de las visitas de las abejas melíferas, destacando la importancia de los polinizadores silvestres para la productividad y estabilidad de los cultivos.

Finalmente, Liere *et al.* (2017) concluyeron que las poblaciones y la biodiversidad de polinizadores y enemigos naturales disminuye con el incremento de la actividad agrícola, sin embargo, la composición y configuración de las matrices en el paisaje pueden modificar esta disminución a nivel local.

Estudios a nivel particular para Sírfidos, Taquíidos y Lepidópteros los más relevantes son:

En Taquíidos, una tesis de doctorado en la que se hace una sinopsis taxonómica para Taquíidos de Colombia Bautista Zamora, (2019). En Lepidópteros las publicaciones en bosque altoandino en Tabio de Henao-Bañol & Stiles (2018) en el que hace un inventario de mariposas diurnas y Díaz-Suarez *et al.* (2022) en el que analizaron el efecto de la actividad antrópica en los patrones de diversidad de mariposas Pronophilina en bosque altoandino en Cundinamarca. Para Sírfidos los

primeros estudios son los de Thompson (1999, 2006) y Thompson *et al.* (2010), más recientemente los de (Montoya, 2016; Montoya *et al.*, 2021).

En Colombia los primeros trabajos de donde deriva el origen del concepto de estructura agroecológica principal o agroecosistema mayor fueron los de Van der Hammen (1998) y Van der Hammen y Andrade (2003), los cuales comienzan a dar un mayor sentido al estudio de la ecología del paisaje articulando la teoría y la práctica, abordando el manejo de los parches de vegetación natural, corredores biológicos y relictos de bosque. Proponen ideas estructurales como la de soporte de la Nación (EES), donde se comienza a enmarcar a escala de país el estado actual de las coberturas vegetales, dentro de este derivan y reconocen la estructura ecológica principal del paisaje (EEP) y la infraestructura ecológica (IP), les dan una estructura propia a los agroecosistemas naciendo el concepto de estructura ecológica principal (Cleves-Leguízamo *et al.*, 2017).

Posteriormente León-Sicard (2009) definió la agroecología donde integra y desarrolla mejor los conceptos anteriormente mencionados, enmarca todos los componentes de un agroecosistema principal como las conexiones naturales internas y externas, la diversidad en cada uno, y su relación con el paisaje e influencia cultural-social. León-Sicard (2009) propone una primera metodología para medir la estructura ecológica principal y trasciende de la teoría a la práctica con (León-Sicard *et al.*, 2018) y predice que puede ser posible tener relaciones positivas entre la estructura agroecológica principal y la abundancia de polinizadores.

6. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Los cambios del paisaje provocados por las actividades agrícolas convencionales representan un peligro para la biodiversidad de insectos. Debido a la pérdida de conectividad biológica (Williams *et al.*, 2010; Garibaldi *et al.*, 2014) ya que, al aumentar el número de fragmentos de hábitat natural y aumentar la distancia entre estos, se genera una exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias que provienen de hábitats periféricos (Santos & Tellería, 2006). Estas actividades alteran a las poblaciones de insectos en cuanto a riqueza de especies e interacciones y se agudiza cuando la matriz del cultivo es convencional (Kleijn *et al.*, 2001).

En este contexto el presente estudio evalúa la composición de insectos de las órdenes Díptera (Syrphidae y Tachinidae) y Lepidoptera, en diferentes escenarios del paisaje de bosque alto andino como cultivo convencional, zonas abiertas, cultivo asociado y un fragmento de bosque natural. Dentro de estas órdenes escogidas se encuentran insectos polinizadores silvestres de la familia Syrphidae y parasitoides de la familia Tachinidae, así como indicadores de hábitat como los Lepidópteros (Fernández & Sharkey, 2006; Sahli & Conner, 2006))

La zona donde se llevó a cabo el estudio es en la cuenca alta del río Bogotá sector Llano grande municipio de Tabio. Esta zona comparte fragmentos de bosque altoandino debido a sus condiciones climáticas y de elevación y se encuentra inmersa en matrices de cultivos convencionales puesto que, la actividad principal de uso y manejo del suelo rural es agrícola y ganadera. La actividad agrícola en el municipio de Tabio es especialmente en el área de la floricultura, los cuales se ubican hacia la parte baja del municipio y están clasificados como mecanizados o intensivos; también cuenta con cultivos de menor extensión de manejo tradicional

o convencional de papa, maíz, arveja, zanahoria y pastizales principalmente para ganado lechero (Alcaldía Municipal de Tabio, 2019). Cabe mencionar que recientemente hay una urbanización en áreas rurales sin uso productivo a causa de la colonización reciente de familias provenientes de zonas urbanas aledañas y de Bogotá (Alcaldía Municipal de Tabio, 2019).

7. OBJETIVOS

7.1.Objetivo general

Evaluar la composición de insectos de las órdenes Díptera (Syrphidae y Tachinidae) y Lepidoptera comparando los ecosistemas naturales de bosque alto andino y escenarios circundantes a agroecosistemas.

7.2.Objetivos específicos

- Estimar la abundancia y riqueza de insectos respecto al tipo de escenario.
- Identificar taxonómicamente las especies de insectos colectados.

8. HIPÓTESIS

- Los agroecosistemas con heterogeneidad vegetal presentan una mayor composición de insectos benéficos.
- Los agroecosistemas convencionales tendrán menor composición de insectos benéficos.
- Los fragmentos de ecosistemas naturales tendrán mayor de composición de insectos benéficos en comparación con los agroecosistemas.

9. METODOLOGÍA

9.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en la cuenca alta del río Bogotá sector Llano grande en el municipio de Tabio vereda Río Frío Occidental, ubicado al noroccidente de Bogotá, en el departamento de Cundinamarca.

Tabio es un territorio rodeado de relieves montañosos como la cordillera de los Monos, la Cuchilla Canica, Peña de Juaica, El Cerro, La Costurera y el Monte Pincio. El municipio tiene una extensión total de 74,5 km de los cuales 74,2 km son áreas rurales, su elevación está entre 2.569 y 3.000 msnm, posee un clima frío de alta montaña, la temperatura anual media es de 14°C, con ecosistemas naturales de bosque alto andino. El municipio cuenta con las cuencas hidrográficas de Río Frío y Chicú, ambas subcuencas que sirven como afluentes al Río Bogotá. El municipio de

Tabio limita con los municipios de Zipaquirá al norte, al sur con Tenjo, por el oriente con Cajicá y Chía, y por el occidente con Subachoque (Alcaldía Municipal de Tabio, 2019).

El uso y manejo del suelo rural del municipio es principalmente agrícola y ganadero para leche. Su actividad agrícola es especialmente en el área de la floricultura los cuales se ubican hacia la parte baja del municipio; cultivos de menor extensión con manejo tradicional de papa, maíz, arveja, zanahoria y pastizales principalmente para ganado lechero y en menor medida para carne. Se destinan áreas para la conservación de recursos y medio ambiente como el Río Frío y Chicú (Alcaldía Municipal de Tabio, 2019) (Fig 1).

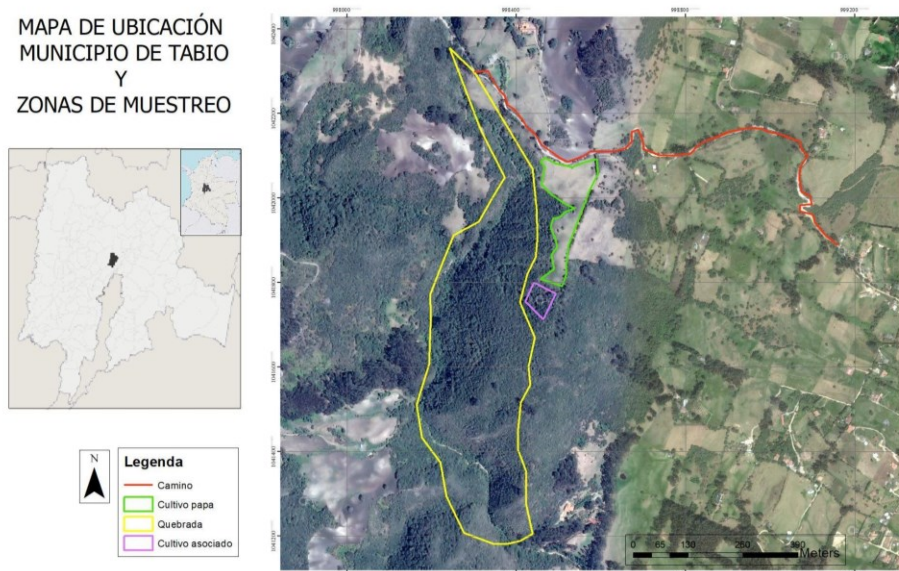


Figura 1. Mapa de localización del municipio de Tabio y zonas donde se realizó el muestreo. Imágenes satelitales de Google Earth.

9.2. Zonas de estudio y variables

Para evaluar la composición de insectos de los órdenes Díptera (Syrphidae y Tachinidae) y Lepidóptera en diferentes escenarios del paisaje, se escogieron zonas de muestreo de acuerdo con

las siguientes categorías (Fig 1). Se utilizó ArcGIS versión 10.5 (Ersi), Google Earth y la aplicación Fields Área, para determinar el área y puntos de muestreo:

Agroecosistema: **1. Cultivo convencional:** Cultivo de papa *Solanum tuberosum* Lindl, 1834 (Solanaceae Juss), con una extensión menor a 5 Hectáreas (Ha), ubicado entre 2.954 a 3.000 metros de altitud.

2. Asociado: Cultivo de cubios *Tropaeolum tuberosum* Ruiz & Pav (Tropaeolaceae Juss. ex DC.) asociado con diferentes plantas del bosque altoandino de diferentes estratos, con una extensión menor a 1 Ha. Se ubica entre 2996 a 3.000 metros de altitud.

- **Ecosistemas naturales:** Fragmento de bosque altoandino con vegetación nativa, algunos parches de plantaciones cercanas de eucalipto, a lo largo de todo el transepto lateralmente transcurre una quebrada de forma paralela, esta zona también combinaba zonas cubiertas por sotobosque y algunas zonas claras cubiertas por gramíneas. Extensión mayor a 5 Ha. Se ubica entre 2.860 a 2.940 metros de altitud.
- **Área abierta:** Camino tipo trocha, a lo largo en los laterales con presencia de pastizales y plantas silvestres homogéneas, mayoritariamente con floración diente de león *Taraxacum officinale* Weber ex F.H. Wigg, (Asteraceae Juss), *Acmella oppositifolia* (Lam.) R. K. Jansen (Asteraceae Bercht. & J. Presl), *Digitalis purpurea* L. (Plantaginaceae Juss) y Poaceae. Su rango altitudinal está entre los 2.785 a 2.954 metros.

9.3. Muestreo

Se realizaron muestreos en las cuatro zonas establecidas previamente.

El muestreo se realizó durante los meses de junio, julio, noviembre 2022 y enero 2023 con cuatro visitas en cada zona entre las de 9 y 16 h para un total de 7h día-hombre, integrado por tres colectores. Se emplea por zona de muestreo mínimo dos días efectivos por cada visita.

Se combinaron métodos activos y pasivos de muestreo. El muestreo activo fue captura con red entomológica, que es considerado el método más efectivo (Marcos-García *et al.*, 2012) Las colectas con red entomológica se realizaron a lo largo de cada zona, los insectos fueron atrapados en vuelo, visitando flores o posados en vegetación y/o suelo. Para el muestreo pasivo se utilizaron trampas Van Someren-Rydon, con las siguientes dimensiones 40 cm de largo y 25 cm de diámetro. Las trampas Van Someren-Rydon se cebaron con fruta fermentada con levadura, ubicadas en transectos de 100 m con cuatro repeticiones, se colocaron 10 trampas en cada zona. Las trampas fueron colgadas en árboles y arbustos a una altura media-baja entre 0.25 y 2 metros (Ramírez Freire *et al.*, 2014). También se utilizaron platos de color amarillo con solución jabón-agua (3:1), de estas se colocaron 5 en cada zona (Fig 2) (Gutiérrez-Chacón *et al.*, 2020).



Figura 2. Trampas Van Someren-Rydon colgadas con cebo.

Los dípteros colectados se depositaron en frascos con alcohol 70% y lepidóptera se conservaron en sobres de papel milano, todos con su correspondiente registro de datos de colecta para posterior identificación. Los Lepidópteros fueron identificados hasta especie, los Sífidos fueron identificados y verificados por Augusto León Montoya, especialista de la familia en Colombia, llegando hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Para el caso de Taquínidos solo fue posible llevarlos hasta nivel de morfotipos debido a la falta de estudios y claves taxonómicas disponibles. Se utilizaron claves taxonómicas de Borrór (2005), González & Carrejo (1992), Thompson (1999), Miranda (2017), Montero (2013), Henao (2018), junto con algunas publicaciones de identificación taxonómica pertinentes. Para la identificación se utilizaron equipos como estereoscopios y lupas

entomológicas, también se realizó registro fotográfico con cámara Canon semiprofesional y profesional.

9.4. Análisis y manejo de información

Se realizó un análisis multivariado de ordenación UPGMA basado en las distancias euclidianas de las abundancias de cada morfotipo y especie para evidenciar estadísticamente similaridad entre áreas por composición. Se utilizó el programa Past4.06b.exe. (Hammer *et al.*, 2001).

10. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

10.1. Riqueza y abundancia

Un total de 355 especímenes fueron recolectados de los cuales 49,58% (n= 176 individuos) fueron dípteros, de estos han sido identificados 26 morfotipos para Taquínidos. De Sírfidos estos se encuentran agrupados en dos subfamilias correspondientes a 13 géneros y 21 morfoespecies/especie; para lepidópteros 50,42% (n= 179) fueron identificados hasta especie, pertenecientes a 6 subfamilias pertenecientes a 13 géneros y 26 especies.

El bosque alto andino presentó una mayor riqueza taxonómica entre especies y morfotipos para lepidópteros (n=106 individuos; n=24 especies) y dípteros en especial Taquínidos (n=40

individuos; n=14 morfotipos) y Sírfidos (n=22 individuos; n=7 especie/morfoespecie); seguido del cultivo asociado donde las abundancias fueron altas y casi homogéneas para los tres grupos: Lepidópteros (n=37 individuos; n=11 especies), Taquípidos (n=36 ind; n= 16 morfos) y Sírfidos (n=29 individuos; n= 13 especie/ morfoespecie); la zona con menor riqueza fue el cultivo convencional de papa con ninguna presencia de Taquípidos y solo tres morfotipos de Sírfidos (n=4 individuos); en cuanto al camino la mayor abundancia de los tres grupos fueron los Sírfidos (n=45 ind; n=8 morfos), siendo *Toxomerus* sp. (Marquart, 1855) y *Toxomerus flavipurus* (Hall) como especies dominantes de esta familia y *Panyapedaliodes drymaea* en lepidópteros (n= 22 ind; n=5 especies) (Tabla 1 y Fig 3).

Tabla 1. Riqueza y abundancia de especies/morfotipos para Syrphidae, Tachinidae y especies de Lepidoptera junto con los porcentajes de cada uno por zona y grupo. Abreviaturas: Lep: Lepidoptera, Tach: Tachinidae, Syr: Syrphidae. junto con los porcentajes de cada uno por zona y de cada grupo.

Hábitat	Bosque natural			Cultivo asociado			Cultivo convencional			Camino abierto			Total general	
Grupo	Lep	Tach	Syr	Lep	Tach	Syr	Lep	Tach	Syr	Lep	Tach	Syr		
Individuos	106	40	22	37	36	29	14	0	4	22	0	45	355	
Especies y Morfoespecies	24	14	7	11	16	13	4	0	3	5	0	8	73	
Porcentaje	63	24	13	36	35	29	78	0,00	22	33	0,00	67		
Porcentaje total Dípteros	49,58			Porcentaje total Lepidópteros 50,42			Total especies y Morfotipos Syrphidae 27			Total especies y Morfotipos Tachinidae 21			Total morfotipos 26	

La composición de estos insectos en cada zona de muestreo fue variable (Figuras 3), se evidencia la presencia de mariposas en todas las zonas con porcentajes superiores al 30%, en Sírfidos estos porcentajes fueron más cambiantes con presencia también en las cuatro zonas y en Taquípidos solo se observaron en el bosque y el cultivo asociado.

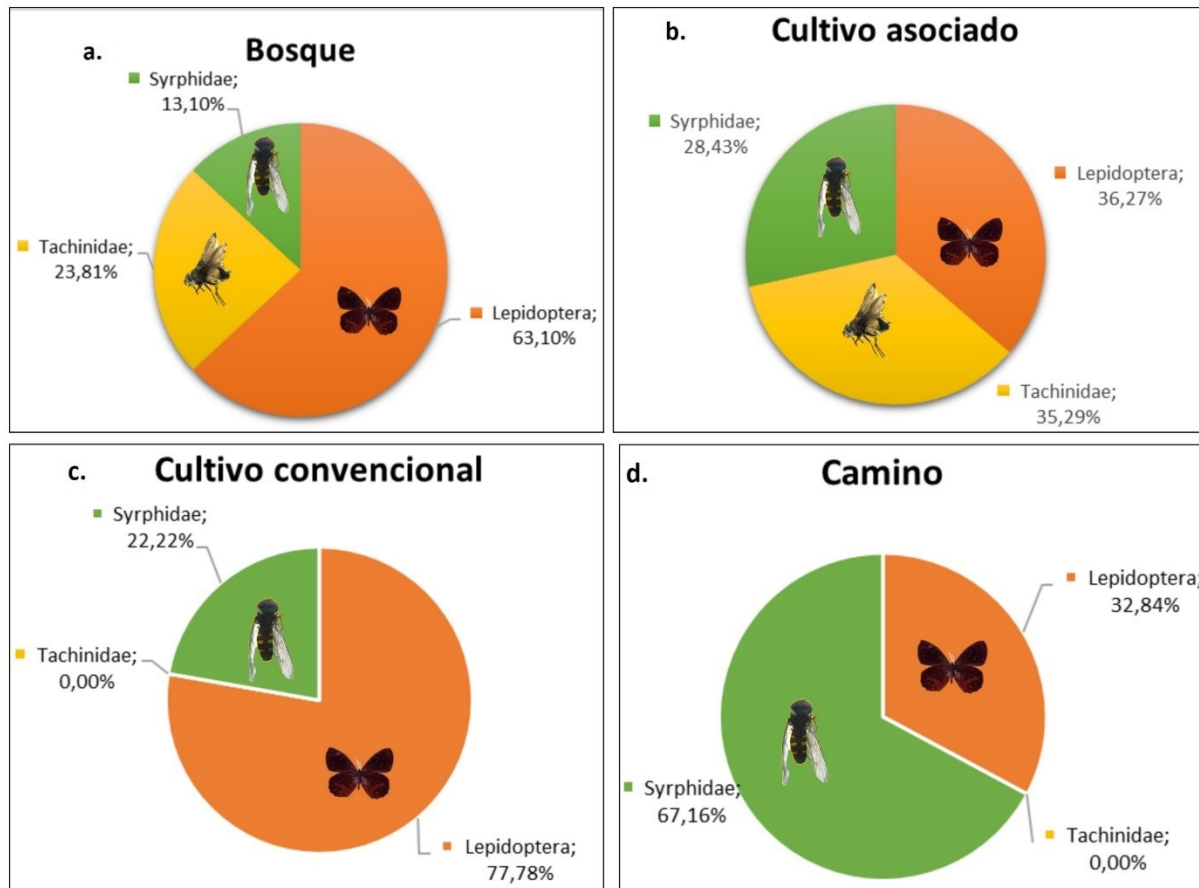


Figura 3. Composición de cada zona de muestreo evaluada por porcentaje para cada grupo de insecto: Lepidoptera, Syrphidae y Tachinidae. *Pedaliodes polusca* (Hewiston, 1861) Lepidoptera tomada de: Repositorio Instituto Alexander von Humboldt, Syrphidae *Platycheirus (Carposcalis) ecuadoriensis* (Fluke, 1945): Fuente propia, morfotipo de Tachinidae: Fuente propia.

Al evaluar los tres grupos en cuanto a su composición por especies únicas y compartidas en cada zona (Fig 4), se encontró:

Especies únicas en el bosque: *Hybobathus* af. *macropyga* (Enderlein, 1937), *Claraplumula latifacies* (Shannon, 1927), *Argentinomyia luculenta* (Fluke, 1945) y *Hermesomyia wulpiana* (Lynch-Arribálzaga, 1891) para Sírfidos (Fig 4a, 4b, 23, 28, 30 y 32); *Altinote chea* (Druce, 1903), *Corades medeba* (Hewitson, 1850), *Coeades* sp. (Hewitson, 1850), *Lasiophila circe* (Felder, 1859), *Neopedaliodes zipa* (Adams, 1986), *Pedaliodes* sp. (Butler, 1867), *Pedaliodes phaeina*

(Staudinger, 1897) y *Vanessa braziliensis* (Moore, 1883) de Lepidoptera (Fig 4a, 4d y 66) y los morfotipos m2, m4, m7, m13, m19, m20, m21, m22, m26 y m57 de Taquínidos (Fig 4a, 4c, 34, 36 y 45, 43, 44, 46, 56, 59 y 42).

Especies únicas en el cultivo asociado: *Platycheirus (Carposcalis) punctulatus* (Wulp, 1888), *Quichuana sp.* (Knab, 1913), *Platycheirus (Carposcalis) fenestratus* (Macqart, 1842), *Orphnabaccha af. golbachi* (Fulke, 1951), *Styxia* (Hull, 1943) en Sírfidos (Fig 4a, 4b, 16, 8, 18, 16, 27 y 31); *Eretris apuleja* (Felder, 1867) y *Corades chelonis* (Hewiston, 1863) Lepidópteros (Fig 64) y los morfos m6, m8 a m12, m17, m18, m23 a m25 y m59 de Taquínidos (Fig 3a, 3c, 39, 47, 62, 41, 50, 52 y 64).

Especies únicas en el camino: *Toxomerus flaviplurus* (Hall, 1927), *Argentinomyia altissima* (Fluke, 1945) y *Eristalinus taeniops* (Wiedemann, 1818) para Sírfidos siendo el único grupo con especies exclusivas encontradas en esta zona (Fig 3b, 12, 24 y 9).

Especies únicas en cultivo convencional: *Allograpta sp.* (Osten Sacken, 1875) sírfido y *Colias dimera* (Doubleday, 1847) lepidóptero (Fig 3b y 3d, 26 y 66).

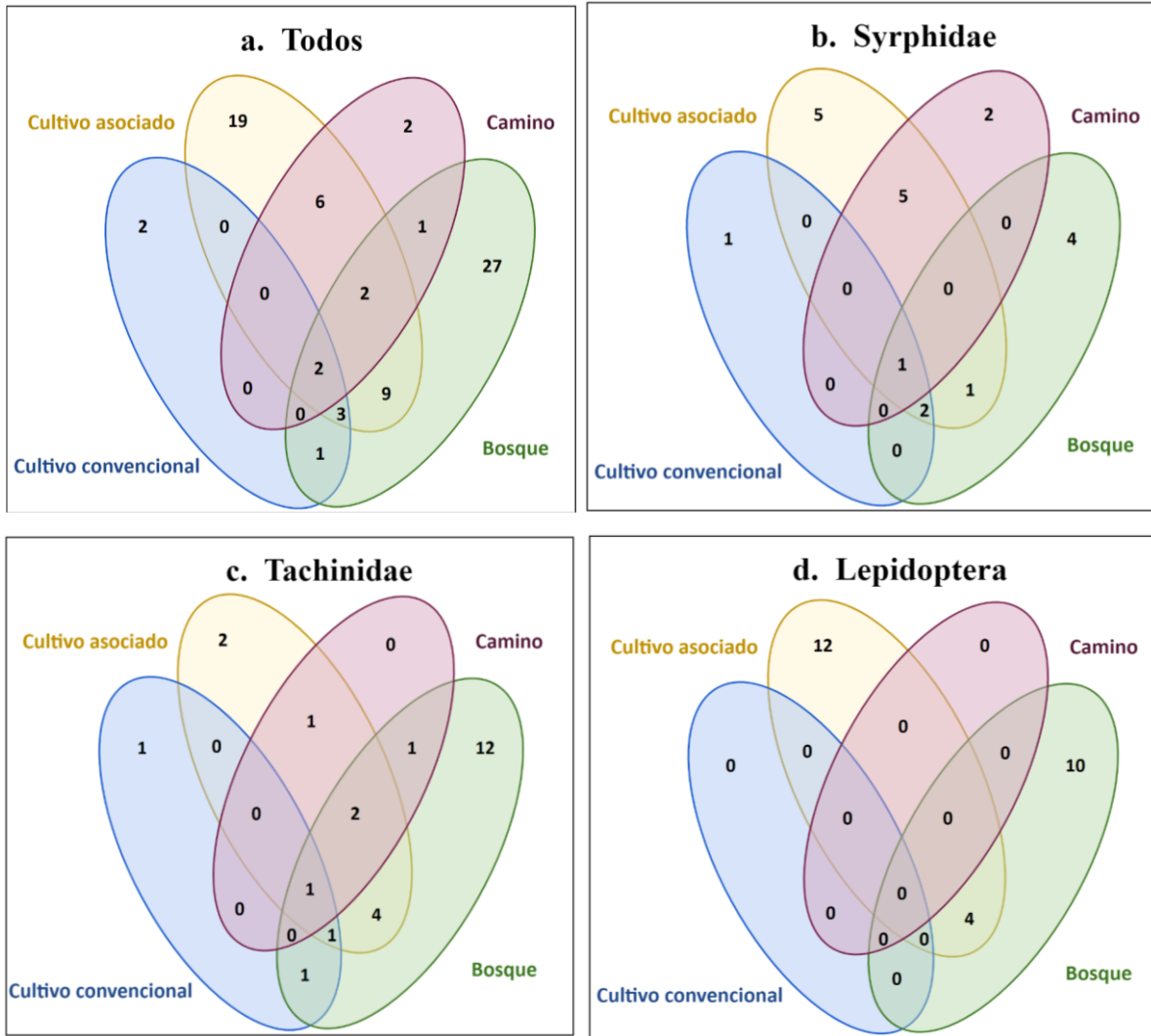


Figura 4. Diagrama de Venn de la composición de especies por grupos estudiados en cada zona de muestreo bosque, cultivo asociado, cultivo convencional y camino. Se muestra el número de especies exclusivas y compartidas para cada zona.

A continuación, se presentan las especies y morfoespecies identificadas con sus abundancias para cada uno de los tres grupos.

Tabla 2. Abundancias de especies y morfoespecies de Sírvidos encontrados en las diferentes zonas de muestreo.

Subfamilia	Especie/ Morfoespecie	Morf.	Bosque	Cultivo asociado	Cultivo convencional	Camino	Total individuos
ERISTALINAE	<i>Lejops mexicanus</i> (Marcquart, 1842)	45	0	4	0	3	7
	<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	2	1	0	4
	<i>Quichuana</i> sp. (Knab, 1913)	27	0	1	0	0	1
	<i>Eristalinus taeniops</i> (Wiedemann, 1818)	50	0	0	0	1	1
SYRPHINAE	<i>Toxomerus</i> sp. 1	30	0	7	0	16	23
	<i>Toxomerus flaviplurus</i> (Hall, 1927)	37	0	0	0	17	17
	<i>Platycheirus (Tuberculanostoma) antennatum</i> (Fluke, 1943)	36	9	4	1	2	16
	<i>Toxomerus</i> sp. 2	32	0	2	0	4	6
	<i>Platycheirus (Carposcalis) punctulatus</i> (Wulp, 1888)	29	0	4	0	0	4
	<i>Leucopodella</i> sp.	48	3	1	0	0	4
	<i>Argentinomyia luculenta</i> (Fluke, 1945)	52	3	0	0	0	3
	<i>Argentinomyia altissima</i> (Fulke, 1945)	53	0	0	0	1	1
	<i>Toxomerus</i> sp. 3	34	0	1	0	1	2
	<i>Platycheirus (Carposcalis) ecuadoriensis</i> (Fluke, 1945)	39	0	1	0	1	2
	<i>Platycheirus (Carposcalis) fenestratus</i> (Macqart, 1842)	28	0	2	0	0	2
	<i>Hybobathus</i> af. <i>macropyga</i> (Enderlein, 1937)	44	2	0	0	0	2
	<i>Allograpta</i> sp. 1	35	0	0	1	0	1
	<i>Orphnabaccha</i> af. <i>golbachi</i> (Fulke, 1951)	43	0	1	0	0	1
	<i>Claraplumula latifacies</i> (Shannon, 1927)	51	1	0	0	0	1
	<i>Styxia eblis</i> (Hull, 1943)	55	0	1	0	0	1
<i>Hermesomyia wulpiana</i> (Lynch-Arribálzaga, 1891)	60	1	0	0	0	1	
Total especies			7	14	3	9	20
Total individuos			21	31	3	46	99

Tabla 3. Abundancias por morfotipo de la familia Tachinidae en las diferentes zonas de muestreo.

Morfotipos	Bosque	Cultivo asociado	Cultivo convencional	Camino	Total individuos
3	8	2	0	0	10
2	7	0	0	0	7
16	5	1	0	0	6
5	2	4	0	0	6
6	0	6	0	0	6
4	5	0	0	0	5
18	0	5	0	0	5
57	3	0	0	0	3
15	1	2	0	0	3
7	2	0	0	0	2
20	2	0	0	0	2
8	0	2	0	0	2
11	0	2	0	0	2
23	0	2	0	0	2
24	0	2	0	0	2
25	0	2	0	0	2
13	1	0	0	0	1
19	1	0	0	0	1
21	1	0	0	0	1
22	1	0	0	0	1
26	1	0	0	0	1
9	0	1	0	0	1
10	0	1	0	0	1
12	0	1	0	0	1
17	0	1	0	0	1
59	0	1	0	0	1
Total especies	14	16	0	0	26
Total individuos	40	35	0	0	75

Tabla 4. Abundancias de especies de lepidópteros en las diferentes zonas de muestreo.

|

Familia	Subfamilia	Especie	Mf.	Bosque	Cultivo asociado	Cultivo convencional	Camino	Total individuos
Nymphalidae	Satyrinae	<i>Panyapedaliodes drymaea</i> (Hewitson, 1858)	61	2	6	0	15	23
		<i>Pedaliodes phaea</i> (Hewitson, 1861)	69	19	3	0	0	22
		<i>Pedaliodes polusca</i> (Hewitson, 1861)	62	9	9	1	2	21
		<i>Lasiophila circe</i> (Felder, 1859)	63	14	1	0	1	16
		<i>Pedaliodes hardyi</i> (Adams, 1986)	79	0	4	0	3	7
		<i>Pedaliodes boyacensis</i>	67	5	1	0	0	6
		<i>Pedaliodes phaeinea</i> (Montero & Ortiz, 2013)	64	2	3	0	0	5
		<i>Pedaliodes phaeina</i> (Staudinger, 1897)	89	5	0	0	0	5
		<i>Pedaliodes phoenissa</i> (Hewitson, 1861)	81	3	0	0	1	4
		<i>Lymanopoda samius</i> (Westwood, 1851)	77	1	0	2	0	3
		<i>Coeades</i> sp. 1	85	2	0	0	0	2
		<i>Pedaliodes</i> sp. 1	83	1	0	0	0	1
		<i>Pedaliodes</i> sp. 2	86	1	0	0	0	1
		<i>Pedaliodes</i> sp. 3	87	1	0	0	0	1
		<i>Pedaliode</i> sp. 4	88	1	0	0	0	1
		<i>Corades medeba</i> (Hewitson, 1850)	71	1	0	0	0	1
		<i>Coeades</i> sp. 1	73	1	0	0	0	1
		<i>Corades chelonis</i> (Hewitson, 1863)	76	0	1	0	0	1
		<i>Neopedaliodes zipa</i> (Adams, 1986)	72	1	0	0	0	1
		<i>Lasiophila circe</i> . (Felder, 1859)	70	1	0	0	0	1
		<i>Eretris apuleja</i> (Felder, 1867)	75	0	1	0	0	1
		Satirinae	8	1	0	0	0	1
	Nymphalinae	<i>Vanessa braziliensis</i> (Moore, 1883)	84	1	0	0	0	1
Limenitidinae	<i>Adelpha corcyra</i> (Hewitson, 1847)	68	3	2	0	0	5	
Heliconiidae	Heliconiinae	<i>Altinote chea</i> (Druce, 1903)	65	20	0	0	0	20
Pieridae	Pierinae	<i>Leptophobia eleone</i> (Doubleday, 1847)	66	10	6	3	0	19
	Coliadinae	<i>Colias dimera</i> (Doubleday, 1847)	80	0	0	8	0	8
Total especies				23	11	4	5	27
Total individuos				105	37	14	22	178

10.2. Análisis multivariado

De acuerdo con el análisis UPGMA (Fig. 65a) para los tres grupos, las zonas más similares en cuanto a composición faunística son los dos tipos de cultivo convencional y asociado, la menos similar fue el bosque, en cuanto al camino la distancia de similitud es intermedia. Al evaluar solo los Sífidos (Fig. 65b) la zona menos similar fue el camino puesto que tiene una mayor distancia y las zonas agrupadas con menor distancia fueron el cultivo convencional y el bosque, el cultivo asociado no presenta similitud con ninguna otra zona sin embargo tiene una distancia más cercana al nodo que agrupa al cultivo convencional y el bosque. Para el caso de los taquínidos (Fig 65c) la mayor similitud se encuentra entre el cultivo convencional y el camino debido a la corta distancia entre estos, en cuanto a las otras zonas el cultivo asociado y el bosque se observa que hay una distancia pronunciada entre ambos y respecto al nodo que agrupa el cultivo asociado y el camino; con los lepidópteros (Fig 65d) la zona menos similar fue el bosque y las más similares en cuanto a composición fue el cultivo asociado y el camino, el cultivo convencional presentó una distancia cercana al nodo de las zonas más similares entre sí.

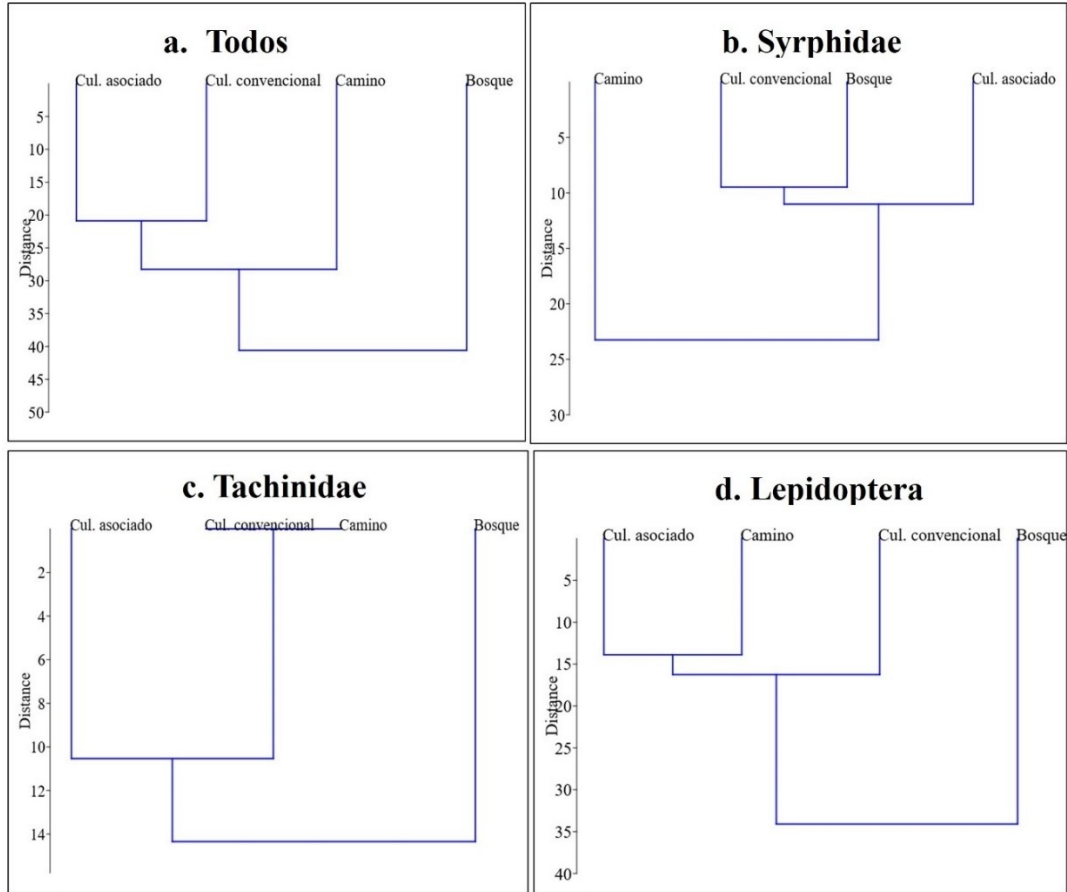


Figura 5. Dendrograma-Clúster UPGMA de las abundancias en las cuatro zonas. **(a)** entre los 3 grupos Tachinidae, Syrphidae y Lepidoptera.

11. DISCUSIÓN

Las especies de lepidópteros colectados (Tabla 4) de la familia Satyrinae subtribu Pronophilina se encuentran ampliamente distribuidas en el neotrópico específicamente en bosques altoandinos y páramos (Adams, 1985; Pyrcz *et al.*, 2016), dentro de estas, la especie *Lymanopoda samius* (Westwood, 1851) es endémica de la cordillera oriental colombiana, *Neopedaliodes zipa* (Adams, 1986) es una especie endémica de la zona sur del complejo de Guerrero (Páramo de Guerrero y Chuchilla del Tablazo) (Montero & Ortiz, 2013). En Sífidos (Tabla 2) los géneros como

Platycheirus (Tuberculanostoma) (Fluke, 1943) y *Claraplumula* (Shannon, 1927) han sido reportados como exclusivos en el ecosistema de páramo (Fluke, 1943; Montoya, 2016). Por su parte, el género *Hybobatus* se ha reportado inicialmente hasta los 2000 m de altitud y posteriormente en Bogotá entre los 2600 y 2800 m de altitud, así como *Orphnabaccha* con reportes desde los 2500 hasta los 3075 m de altitud luego reportada también en Bogotá (Ángel Villarreal *et al.*, 2020; Montoya, 2016).

Los escenarios que se evaluaron evidencian la influencia de la heterogeneidad de áreas a nivel local en la riqueza y abundancia de Sírfidos, Taquínidos y Lepidópteros de bosque altoandino.

El fragmento de bosque natural es la zona menos similar en cuanto a composición de estos tres grupos, determinado por las abundancias de mariposas y taquínidos. Encontrando también que la riqueza en general del bosque es mayor puesto que, encuentran un hábitat de mejor calidad, con mayor cobertura y elevación vegetal, así como recursos de alimentación, oviposición, depredación y/o parasitación (Cely-Santos & Philpott, 2019; Mejía Toro, 2007). Se observó una mayor riqueza de especies de mariposas que solo se encuentran en esta zona, incluyendo las especies como: *Lasiophila circe* (Felder, 1859), *Corades medeba* (Hewitson, 1850), *Neopedaliodes. zipa* (Adams, 1986), *Corades* sp. (Hewitson, 1850), *Pedaliodes* sp. (Butler, 1867), *Pedaliodes. phaeina* (Staudinger, 1897), *Altinote. chea* (Druce, 1903) y *Vanessa braziliensis* (Moore, 1883), así como 9 morfotipos de taquínidos y 4 especies de sírfidos *Hybobathus* af. *macropyga* (Enderlein, 1937), *Claraplumula latifacies* (Shannon, 1927), *Argentinomyia luculenta* (Fluke, 1945) y *Hermesomyia wulpiana* (Lynch-Arribálzaga, 1891), esto puede responder a los hábitos especializados de estos insectos (Cuartas-Hernández & Gómez-Murillo, 2015; González Arteaga, 2020). Por ejemplo, géneros de sírfidos como *Hybobathus*, *Claraplumula*, *Tuberculanostoma* encontrados en este

fragmento de bosque y *Styxia* encontrado en el cultivo asociado, en estadios larvarios tienen hábitos zoófagos terrestres se alimentan de artrópodos de cuerpo blando y las larvas de *Hermesomyia* son zoófagas subacuáticas, habitan dentro de bromelias epífitas (Thompson *et al.*, 2010; Montoya *et al.*, 2021).

El área del cultivo asociado es un área de mayor heterogeneidad vegetal que combina espacios abiertos, por tanto, aporta más recursos de hábitat (Ricketts, 2001). En esta zona, se evidenció una mayor riqueza en especial Sírvidos ya que, posiblemente como lo indica (Meyer *et al.* (2009) hay una relación positiva entre la riqueza de Sírvidos que habitan en zonas que combinan diferentes estratos y la cercanía de bosque natural circundante al ofrecer microhábitats para muchas especies. Este escenario muestra unas características similares al fragmento de bosque natural. En cuanto a su composición se encontraron dos especies de mariposas colectadas exclusivamente de esta zona como: *Corades chelonis* y *Eretris apuleja*, 5 especies de Sírvidos y 12 morfotipos de Taquínidos que solo en este lugar (Tablas 2 a 4).

De acuerdo con las especies encontradas en este escenario, independientemente de si fueron colectas exclusivas o compartidas con otras zonas se observa que, en cuanto a su composición de ensamblaje este es mayor debido a la presencia de especies donde en el caso de Sírvidos algunas son especies endémicas de los andes, otras son introducidas como *E. tenax* (Linnaeus, 1758) y otras tienen una amplia distribución en el neotrópico, conforme a la distribución de especies presentada por (Thompson *et al.*, 2010; Montoya, 2016; Montoya *et al.*, 2021).

Por el contrario, la abundancia fue mayor en el camino para dos especies de Sírvidos *Toxomerus sp.* (Macquart, 1855), *T. flaviplurus* (Hall) y una especie de mariposa *Panyapedaliodes drymaea*

(Hewitson, 1858), parecen responder al efecto de borde, el cual induce dominancia debido a la homogeneidad de recursos (Ángel Villarreal *et al.*, 2020; Meyer *et al.*, 2009; Power *et al.*, 2016). En esta zona no se observó presencia de taquínidos, al ser un grupo principalmente parasitoide en esta zona de muestreo puede que no se encuentre ninguno de sus hospederos así que, muestran un patrón extremo de reducción (Burington *et al.*, 2020). Las especies dominantes encontradas aquí de acuerdo con la literatura son especies con un alto rango de distribución en la región neotropical. Un ejemplo de ello es la especie *P. drymaea* (Hewitson, 1858) (lepidoptera) habita los andes con patrones de distribución altitudinal y entre la cordillera (Adams, 1985). Recientemente se ha registrado en ambientes con alta perturbación antrópica y en zonas abiertas con una alta dominancia de esta especie (Díaz-Suárez *et al.*, 2022), resultados que coinciden con los obtenidos en esta investigación.

En el caso del cultivo convencional de papa se debe decir que durante los meses de muestreo no siempre hubo plantación y/o floración, transcurrían periodos de suelo descubierto, lo que pudo afectar el muestreo en esta zona. Esto permite demostrar que el suministro de recursos para estos insectos en un agroecosistema convencional es limitado y debido a su corta duración, disponibilidad floral y baja diversidad de recursos para oviposición, depredación y/o parasitismo la abundancia y riqueza es muy baja (Hendrickx *et al.*, 2007), por lo que estos insectos prefieren habitar otras áreas cercanas que les brinden estos recursos.

El cambio de uso de la tierra afecta a estos grupos de insectos dependiendo de sus requerimientos de vida (Schweiger *et al.*, 2007). Estos resultados concuerdan con estudios realizados por (Shackelford *et al.*, 2013) en que el aumento de la complejidad del hábitat tiene efectos positivos

sobre la riqueza de insectos cuando aumentan los recursos no agrícolas y la abundancia de insectos con la abundancia de recursos naturales.

Finalmente, este estudio permite reconocer que existe una diferencia en la composición de los taxa en las zonas de estudio pese a su proximidad. El análisis permite separar las áreas por su composición taxonómica. Sin embargo, estos resultados deben tomarse con cautela en el caso de Taquínidos.

Como parte del aporte al registro taxonómico de las dos familias de dípteros Syrphidae y Tachinidae, se muestran a continuación los registros fotográficos de cada especie y morfotipo con el respectivo mapa de ubicación de las zonas donde fue colectado.

Figuras familia Syrphidae (Figuras 6-63).

Subfamilia Eristalinae (Figuras 6-11)

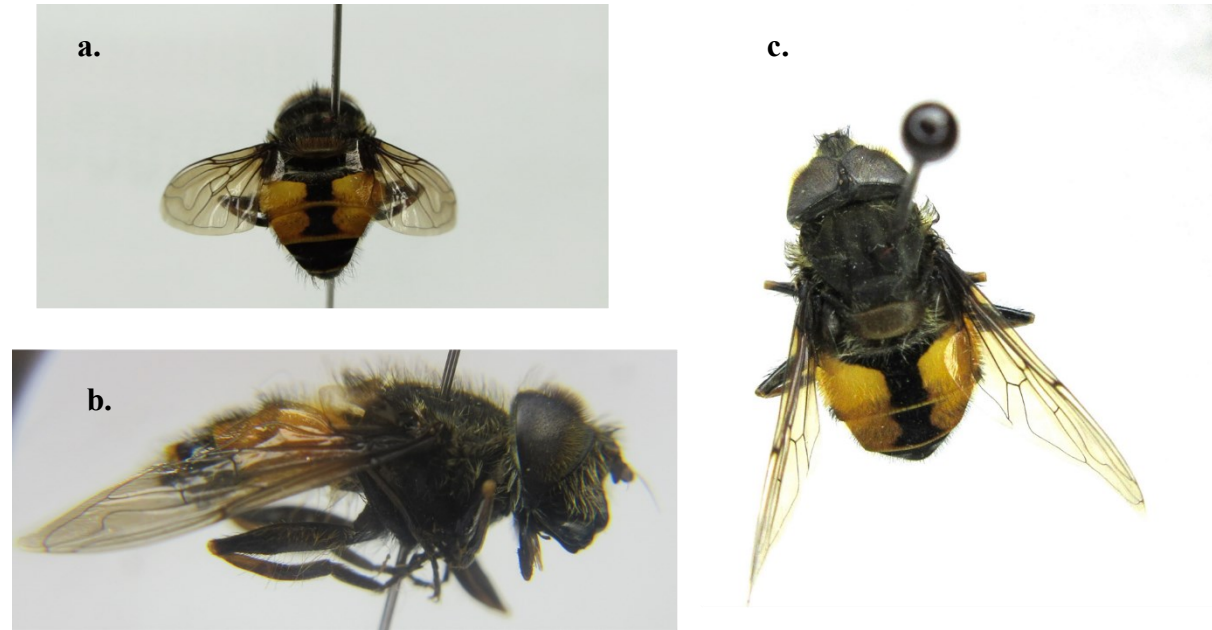


Figura 6. *Eristalis tenax* (Linnaeus, 1758). (a) vista posterior, (b) vista lateral y (c) vista dorsal. Fuente propia.

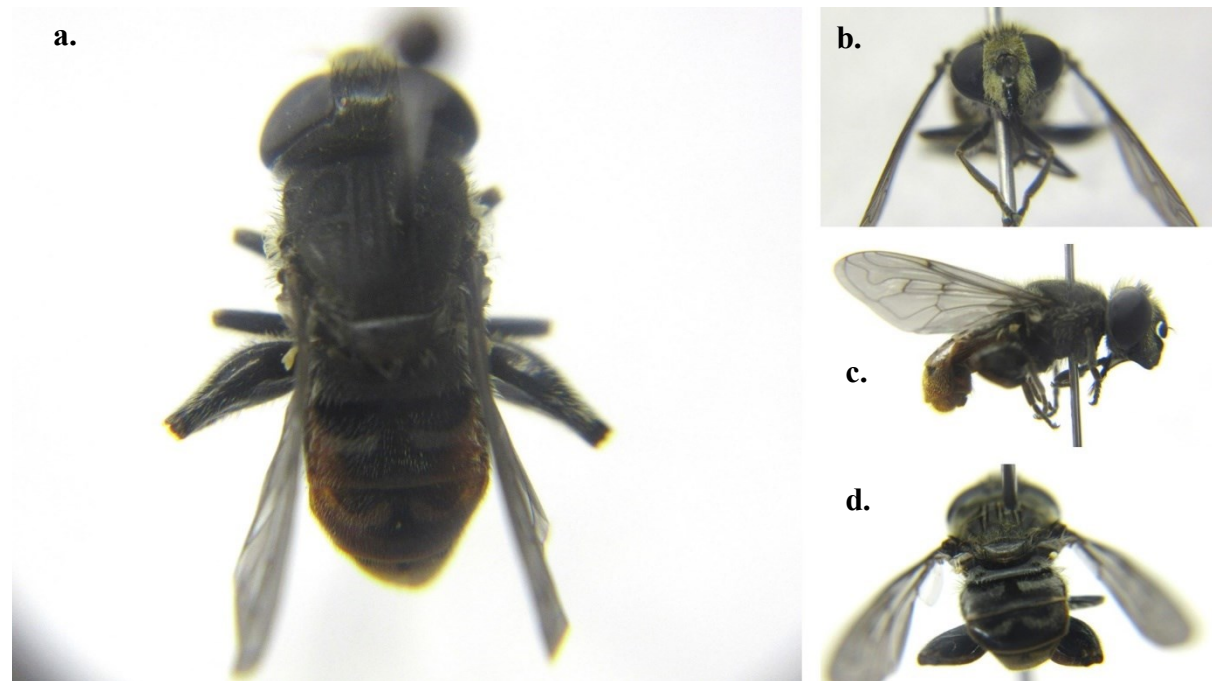


Figura 7. *Lejops mexicanus* (Marcquart, 1842). (a) vista dorsal, (b) vista frontal, (c) vista lateral (d) vista posterior. Fuente propia.

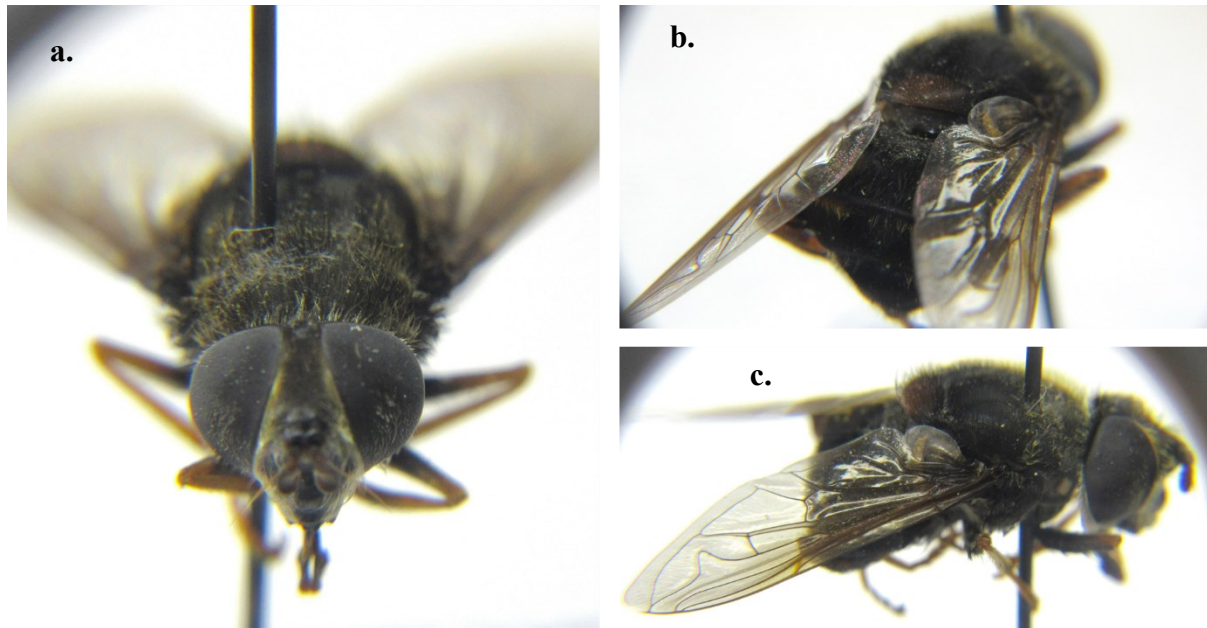


Figura 8. *Quichuana* sp. (Knab, 1913). (a) vista frontal, (b) vista lateral y (c) vista dorsal. Fuente propia.

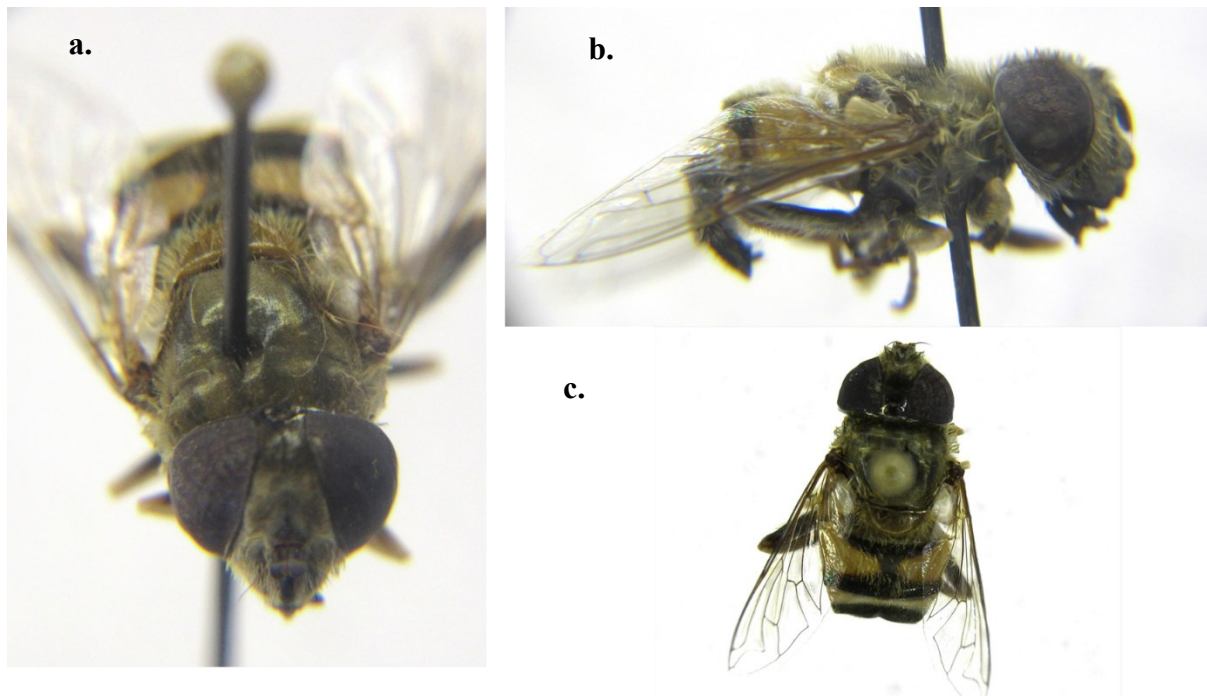


Figura 9. *Eristalinus taeniops* (Wiedemann, 1818). (a) vista frontal, (b) vista lateral y (c) vista dorsal. Fuente propia

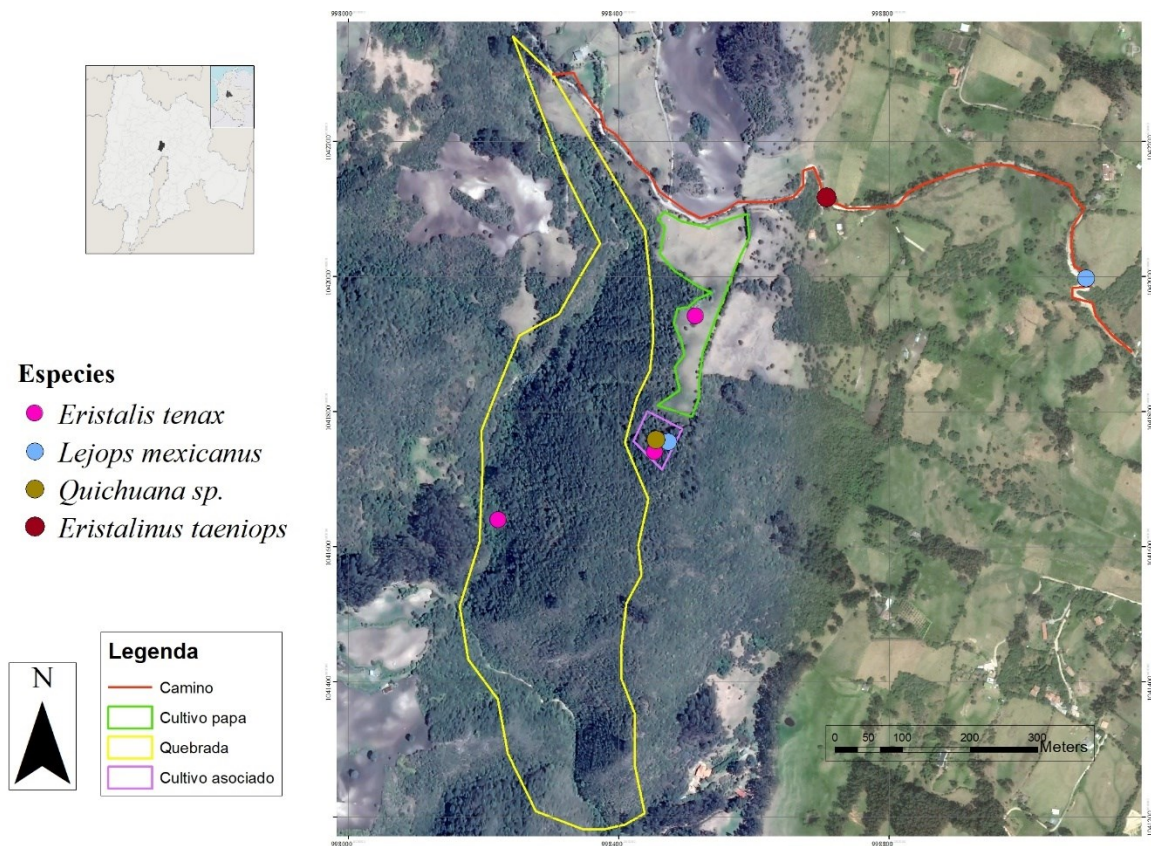


Figura 10. Mapa de distribución de las cuatro zonas de las especies *Eristalis tenax* (Linnaeus, 1758), *Lejops mexicanus* (Marcquart, 1842), *Quichuana sp.* (Knab, 1913) y *Eristalinus taeniops* (Wiedemann, 1818).

Subfamilia Syrphinae (Figuras 11-33)

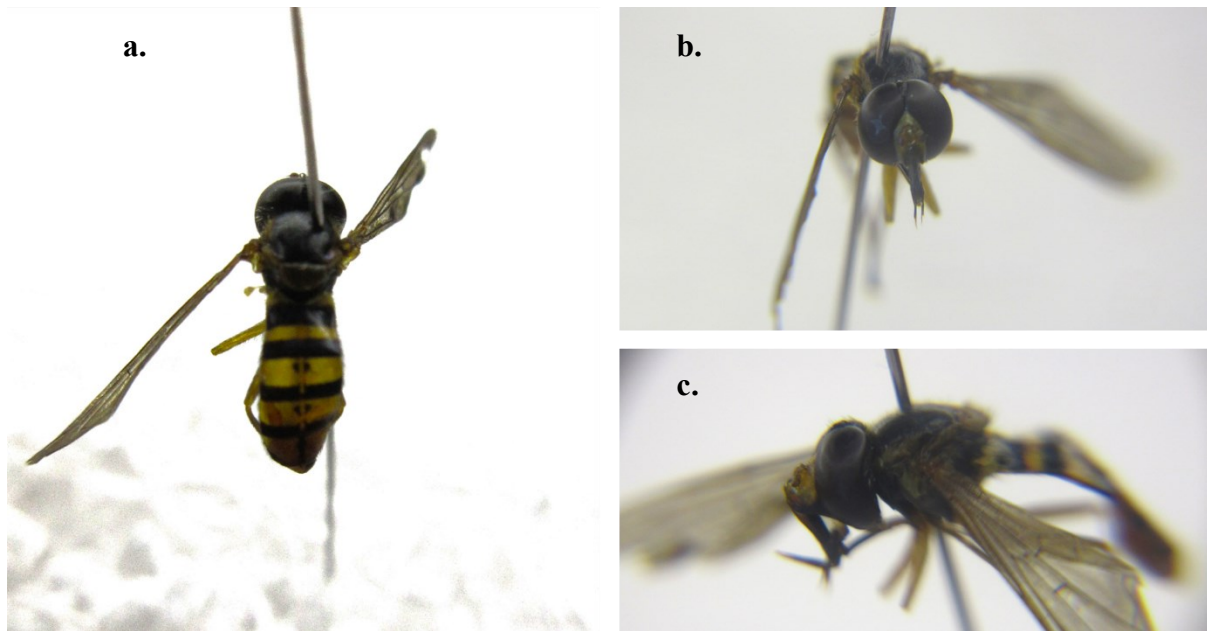


Figura 11. *Toxomerus* sp. 1 (Macquart, 1855). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.

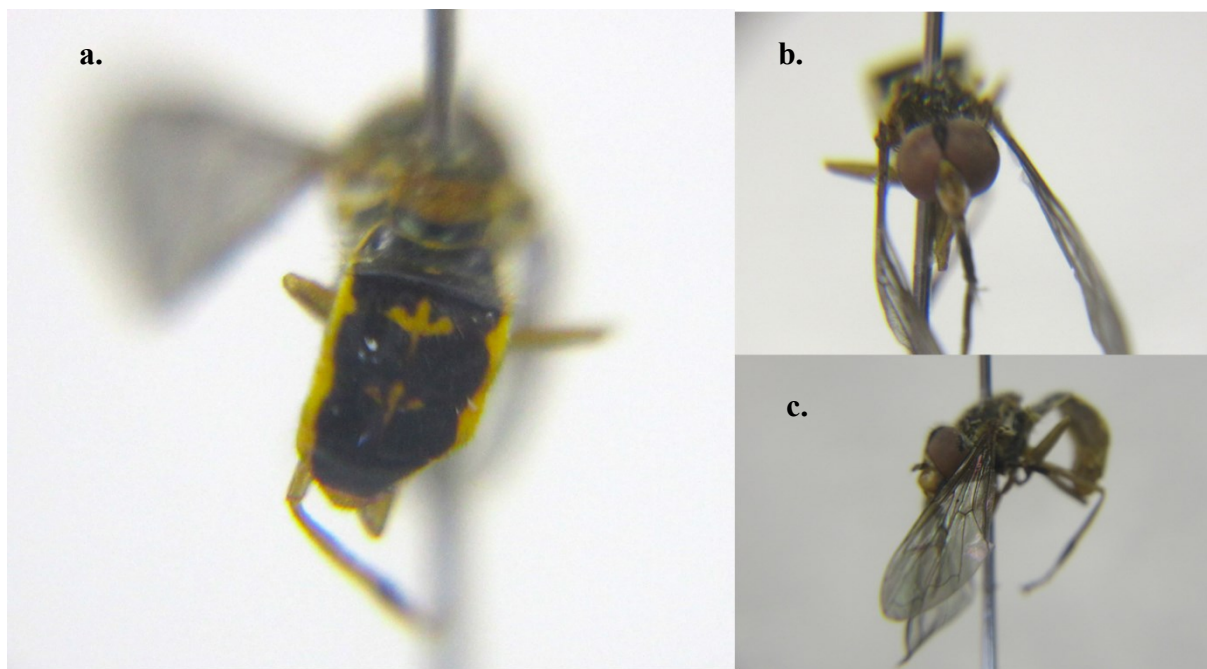


Figura 12. *Toxomerus flaviplurus* (Hall, 1927). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.



Figura 13. *Toxomerus* sp. 2 (Macquart, 1855). (a) vista dorsal y (b) vista lateral. Fuente propia.

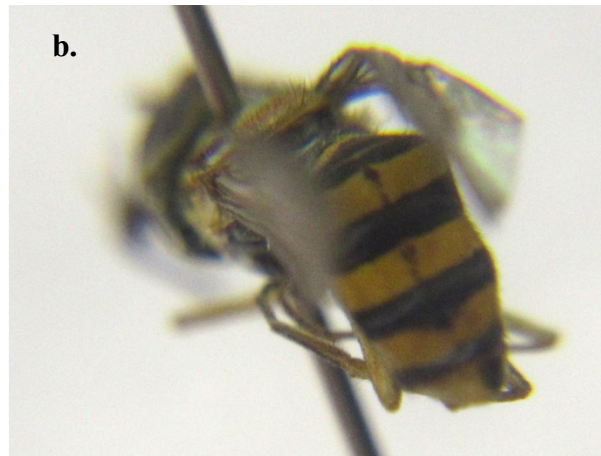
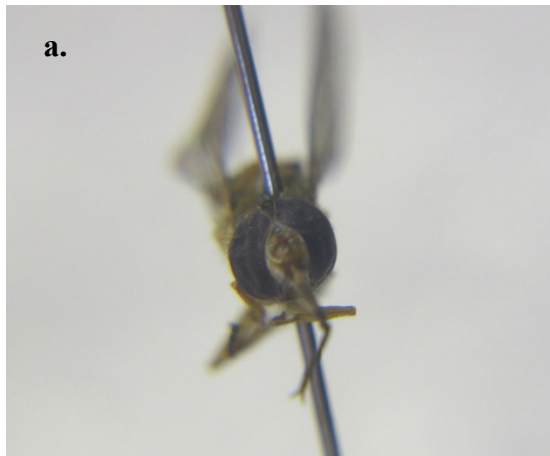


Figura 14. *Toxomerus* sp. 3 (Macquart, 1855). (a) vista frontal, (b) vista dorsal. Fuente propia.

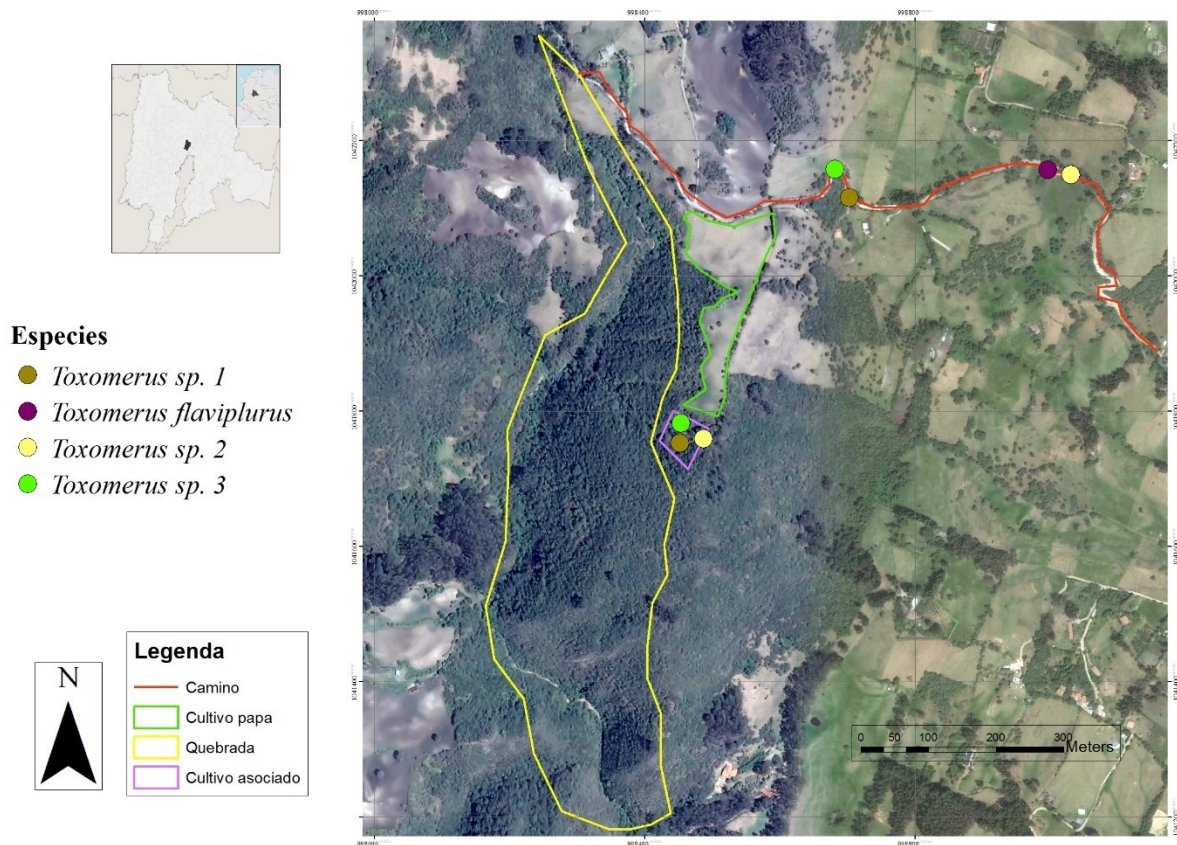


Figura 15. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies del género *Toxomerus*: *Toxomerus sp1*, *sp2* y *sp. 3*(Macquart, 1855) y *Toxomerus flaviplurus* (Hall, 1927).



Figura 16. *Platycheirus (Carposcalis) punctulatus* (Wulp, 1888). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.



Figura 17. *Platycheirus (Carposcalis) ecuadoriensis* (Fluke, 1945). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.

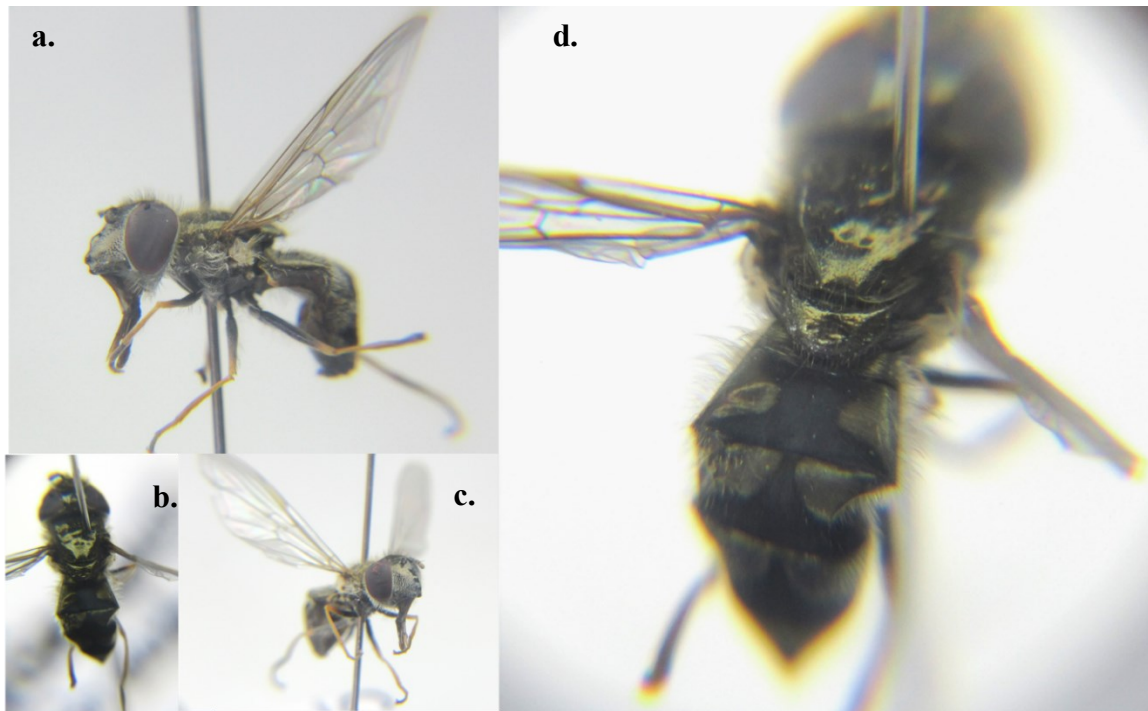


Figura 18. *Platycheirus (Carposcalis) fenestratus* (Macqart, 1842). (a) vista lateral, (b) vista dorsal, (c) vista frontal y (d) vista dorsal. Fuente propia.

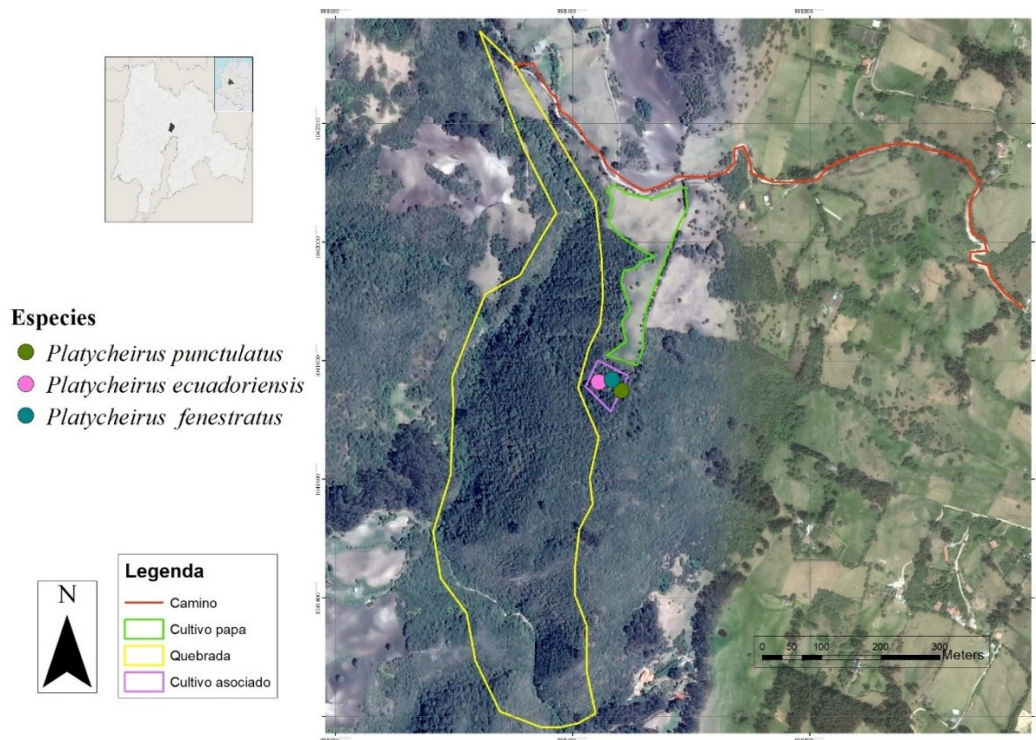


Figura 19. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies del género *Platycheirus* (carposcalis): *P. punctulatus* (Wulp, 1888). *P. ecuadoriensis* (Fluke, 1945). y *P. fenestratus* (Macqart, 1842).

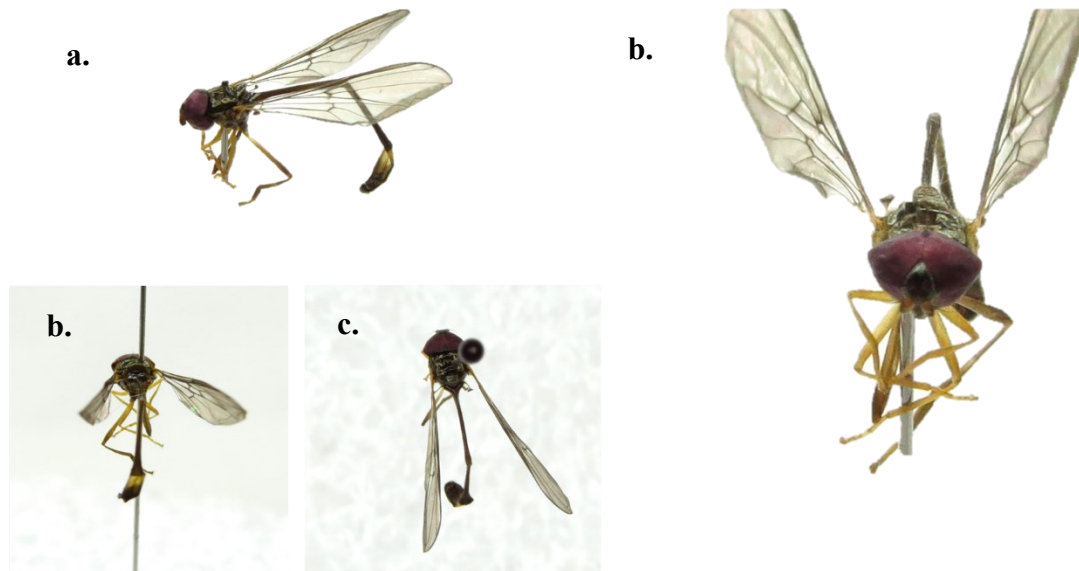


Figura 20. *Leucopodella* sp. (Hull, 1947). (a) vista lateral, (b) vista dorsal, (c) vista dorsal y (d) vista frontal. Fuente propia.

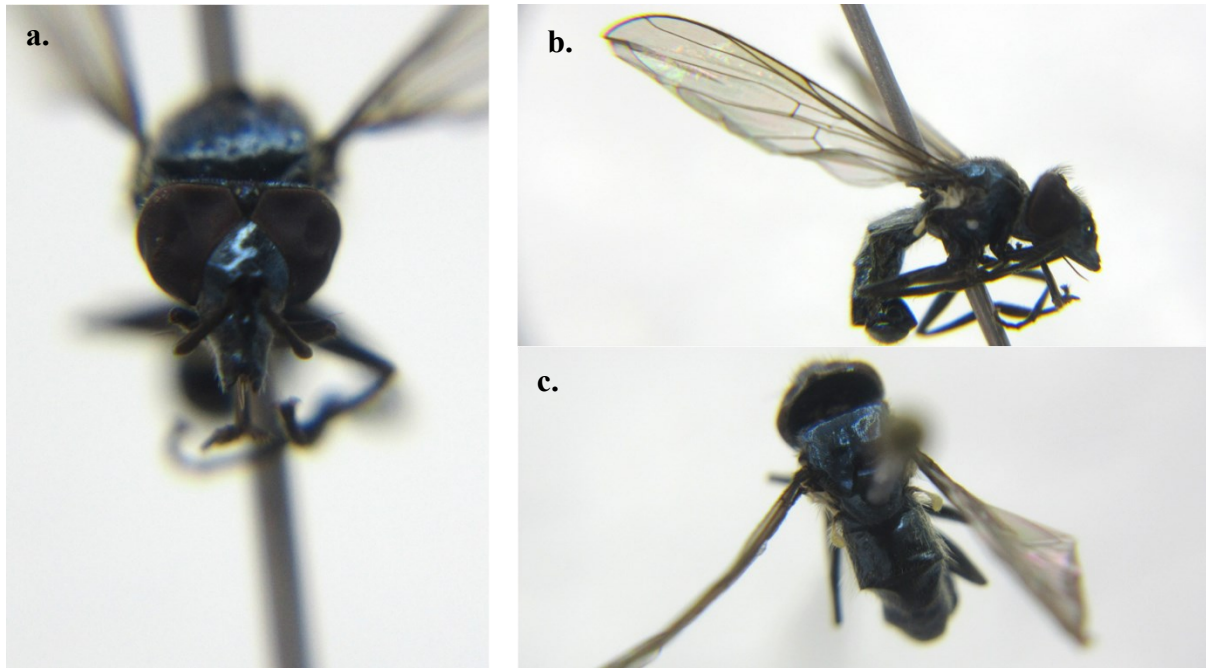


Figura 21. *Tuberculanostoma antennatum* (Fluke, 1943). (a) vista frontal, (b) vista lateral y (c) vista dorsal. Fuente propia.

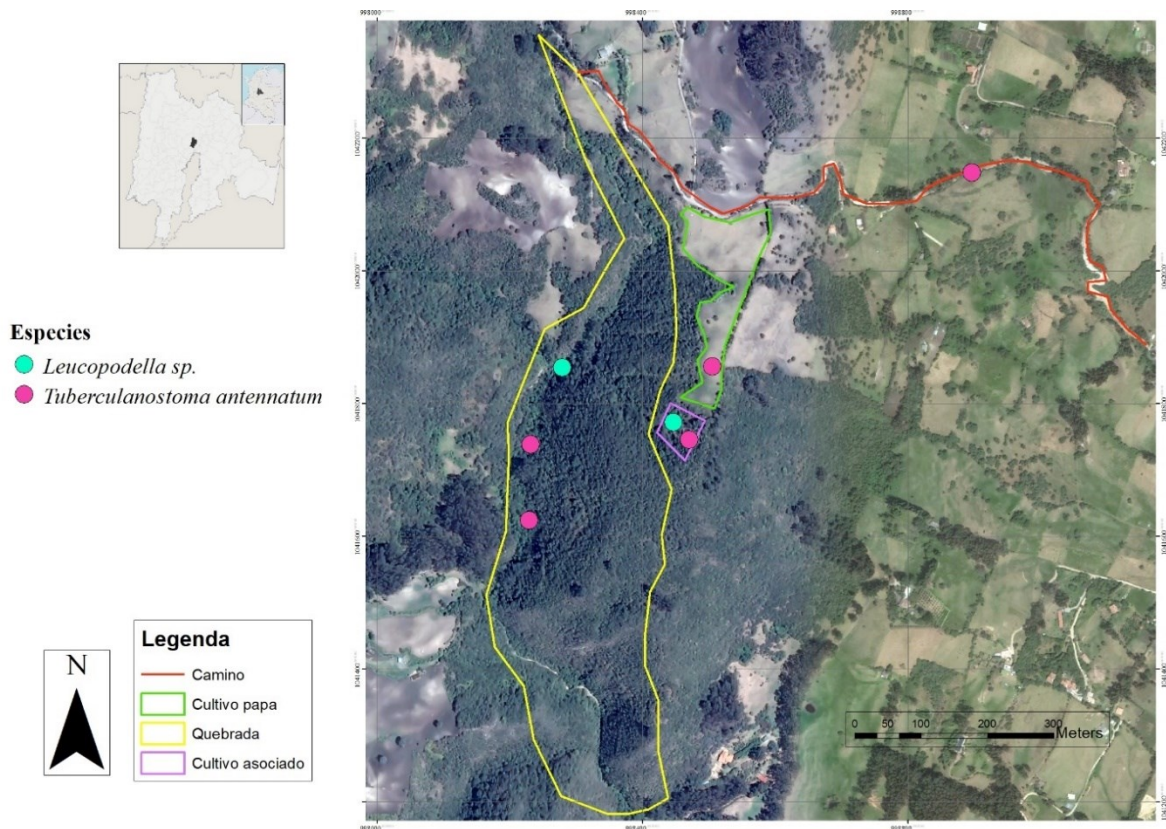


Figura 22. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies: *Leucopodella* sp. (Hull, 1947) y *Tuberculanostoma antennatum* (Fluke, 1943).

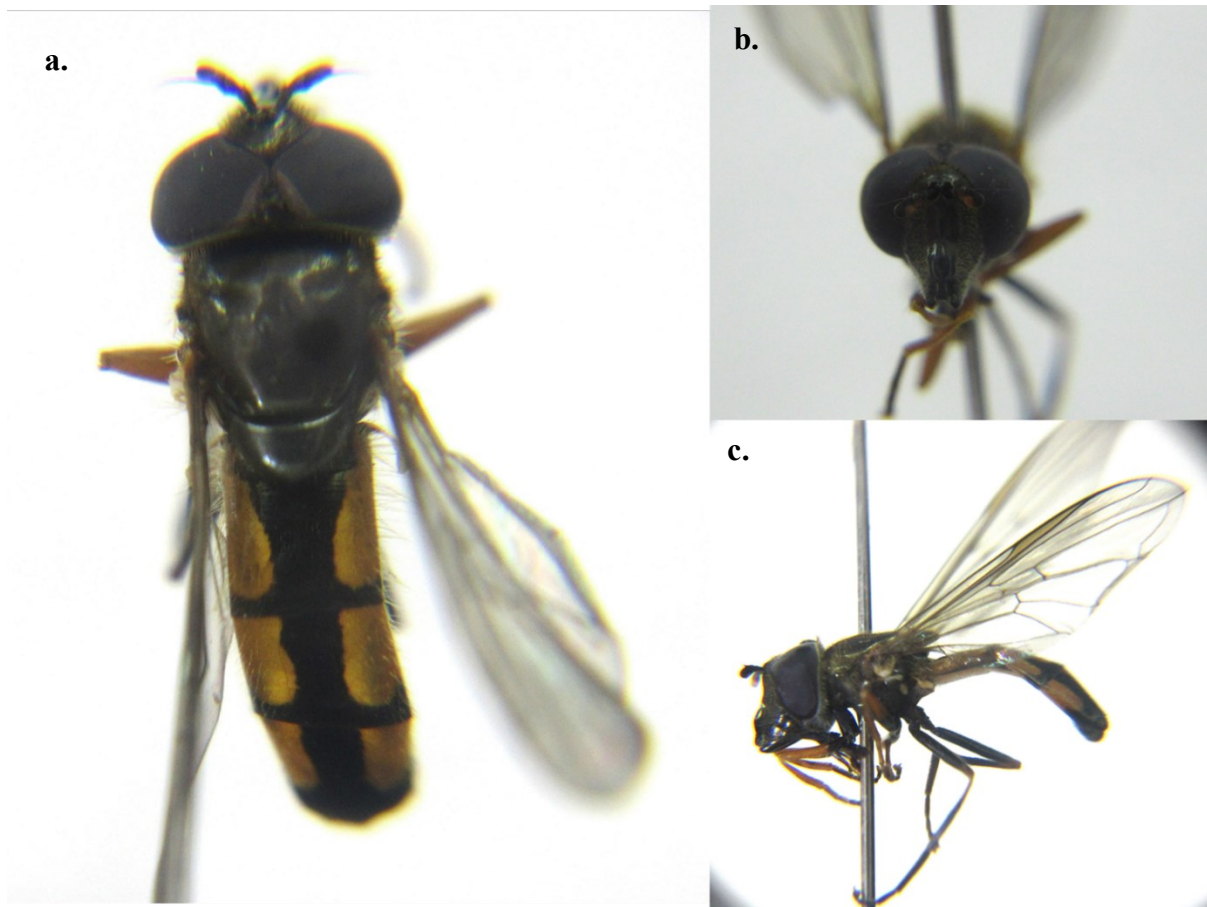


Figura 23. *Argentinomyia luculenta* (Fluke, 1945). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.

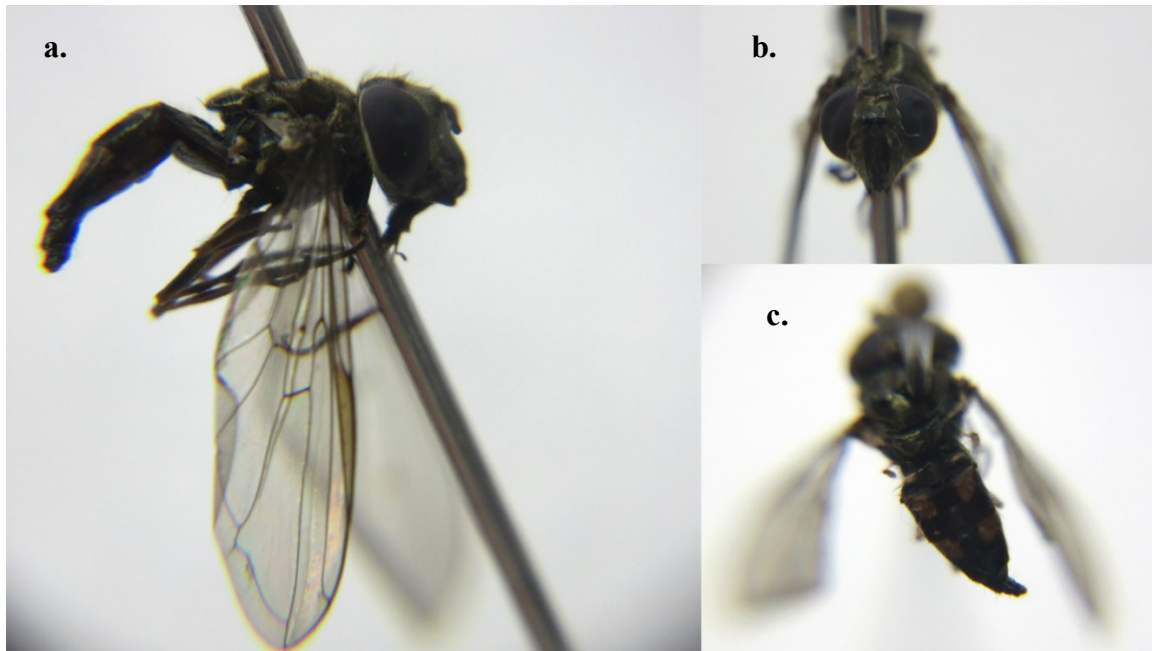


Figura 24. *Argentinomyia altissima* (Fluke, 1945). (a) vista lateral, (b) vista frontal y (c) vista dorsal. Fuente propia.

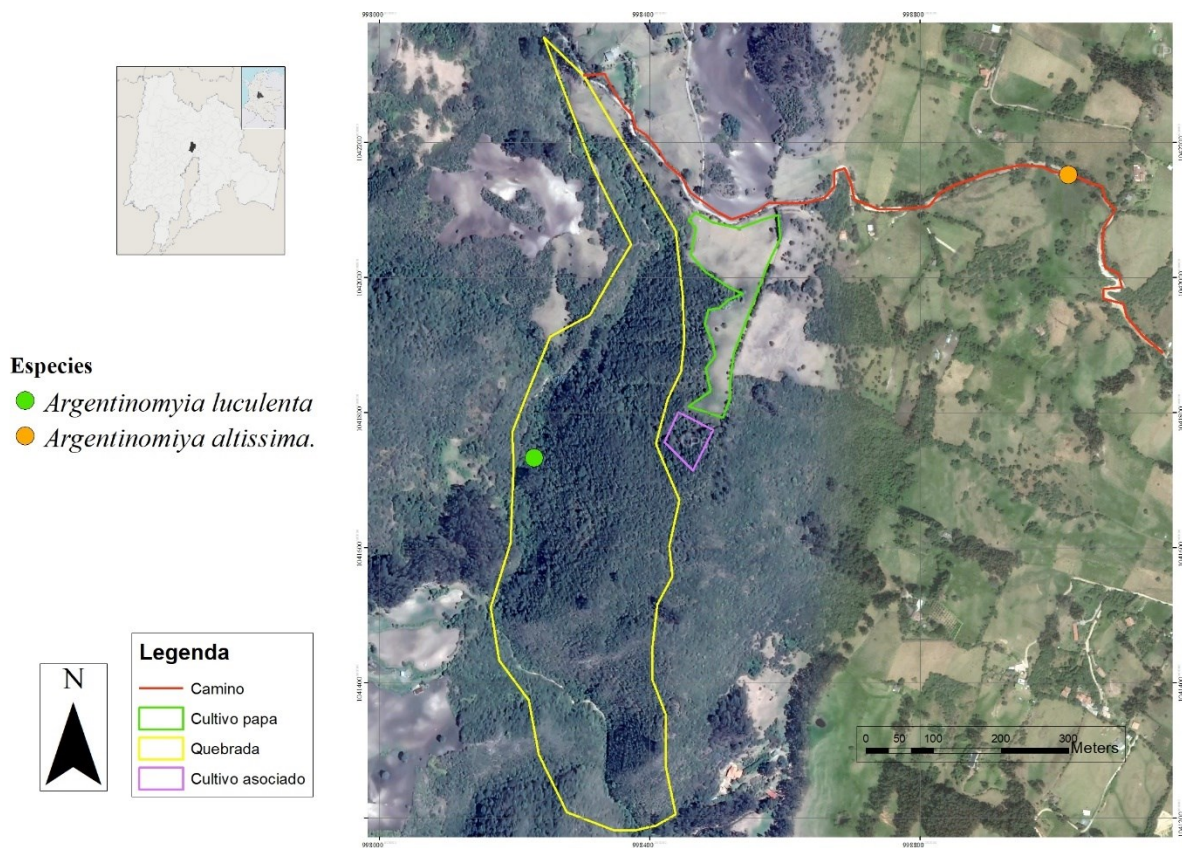


Figura 25. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies del género: *Argentinomyia altissima* (Fluke, 1945) y *Argentinomyia luculenta* (Fluke, 1945).



Figura 26. *Allograpta* sp. (Osten Sacken, 1875). Fuente propia.



Figura 27. *Orphnabaccha* cf. *golbachi* (Fulke, 1951). (a) vista frontal (b) vista lateral y (c) vista dorsal. Fuente propia.

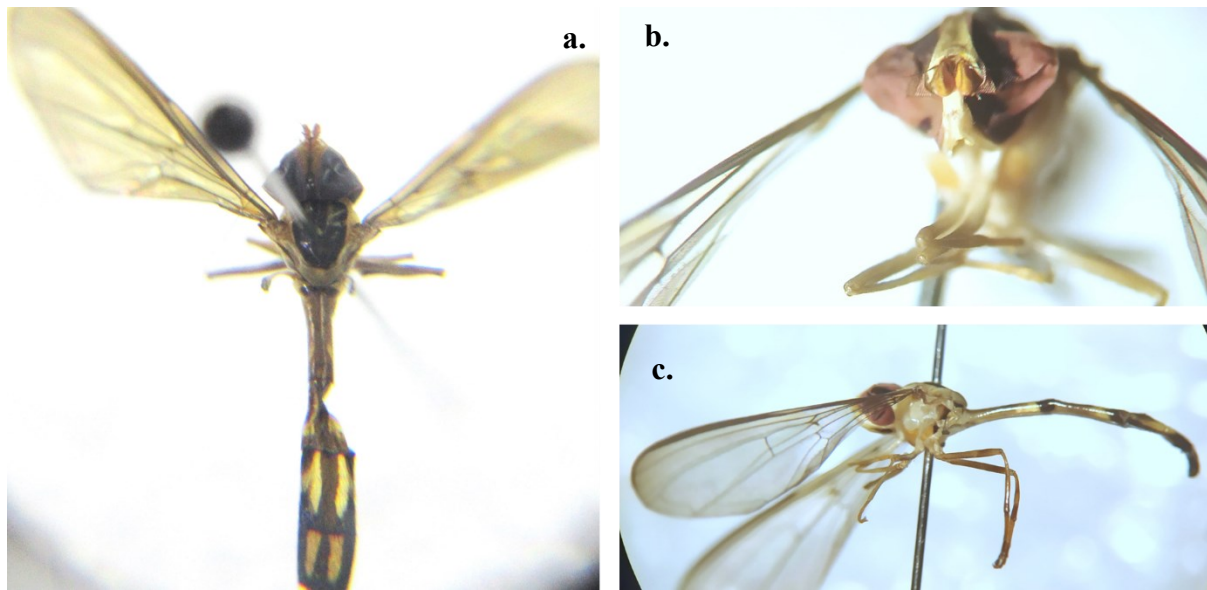


Figura 28. *Hybobathus* af. *macropyga* (Enderlein, 1937). (a) vista frontal (b) vista lateral y (c) vista dorsal. Fuente Augusto Montoya.

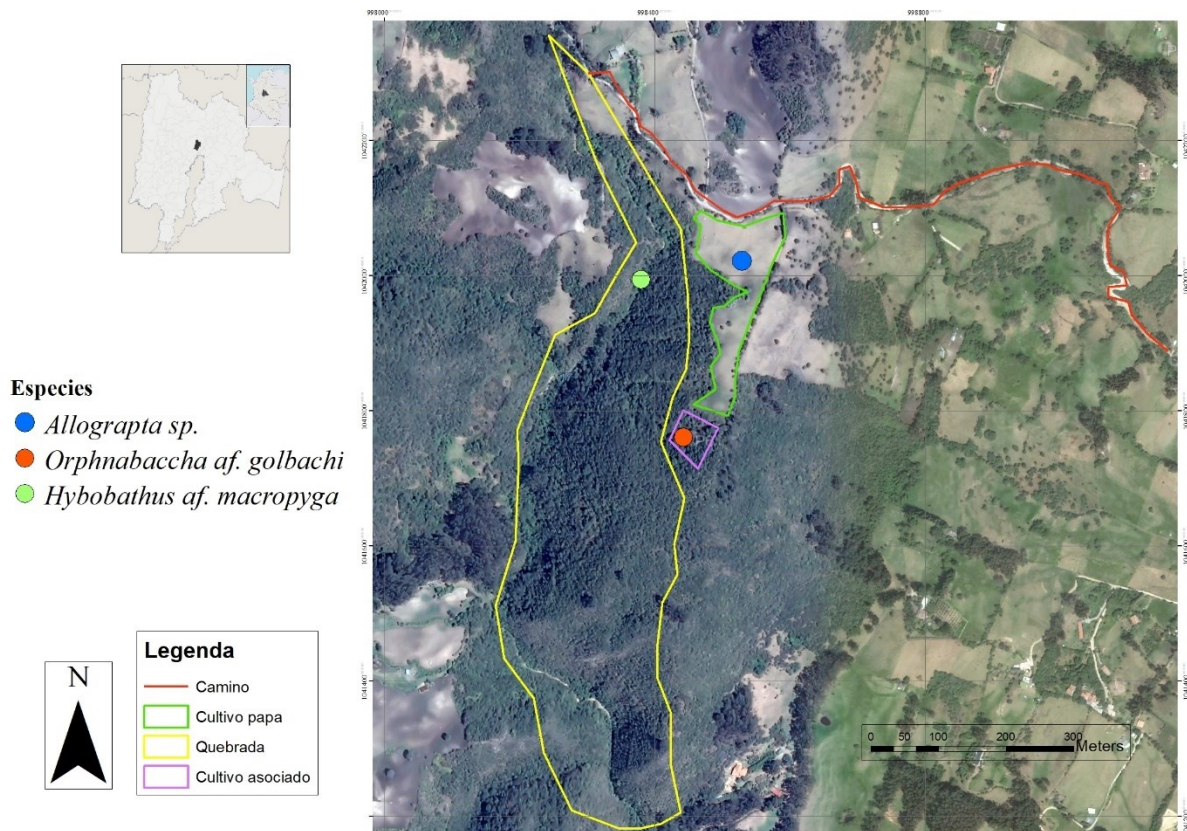


Figura 29. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies: *Allograpta* sp. (Osten Sacken, 1875), *Orphnabaccha* af. *golbachi* (Fulke, 1951) y *Hybobathus* af. *macropyga* (Enderlein, 1937).

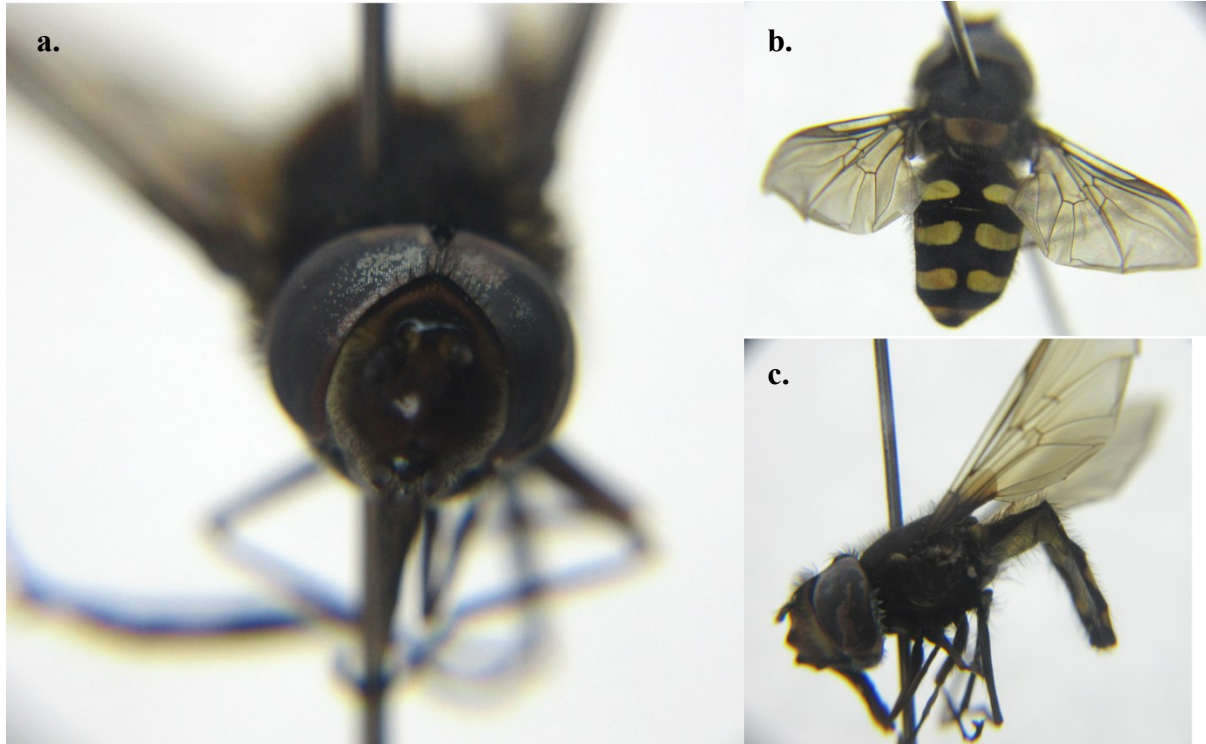


Figura 30. *Claraplumula latifaciens* (Shannon, 1927). (a) vista frontal, (b) vista dorsal y (c) vista lateral. Fuente propia.

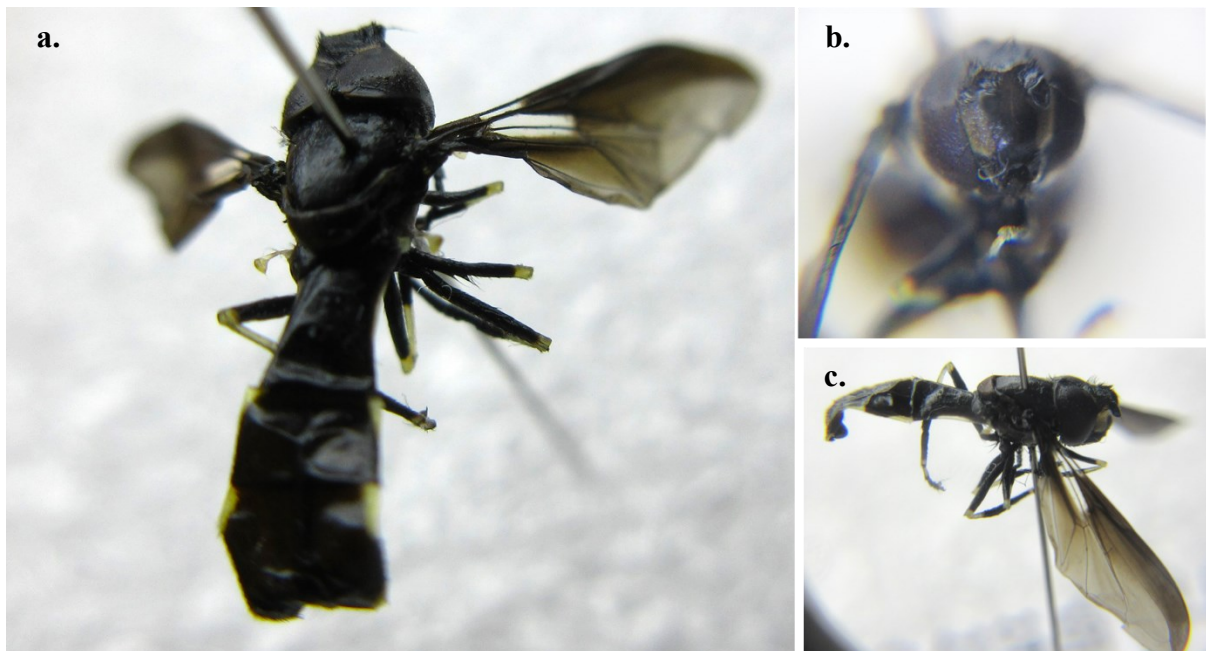


Figura 31. *Styxia eblis* (Hull, 1943). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.

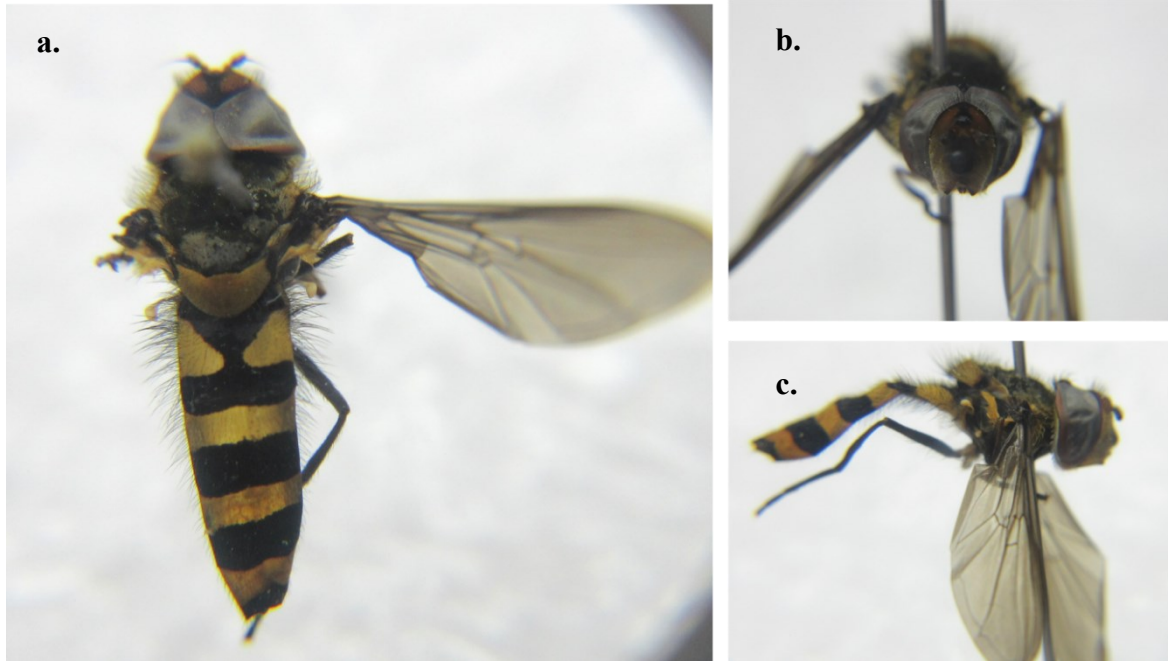


Figura 32. *Hermesomiya wulpiana* (Lynch-Arribálzaga, 1891). (a) vista dorsal, (b) vista frontal y (c) vista lateral. Fuente propia.

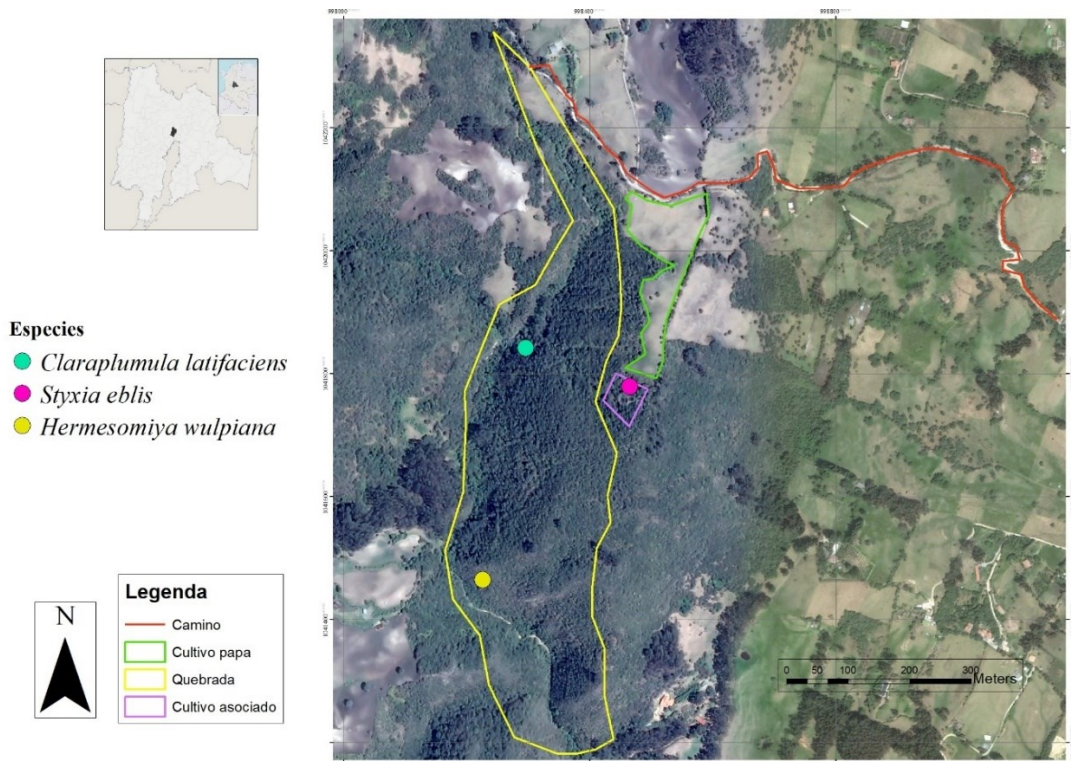


Figura 33. Mapa de distribución de las cuatro zonas para las especies: *Claraplumula latifaciens* (Shannon, 1927), *Styxia eblis* (Hull, 1943) y *Hermesomiya wulpiana* (Lynch-Arribálzaga, 1891).

Tachinidae

Morfotipos (Figuras 33-65):

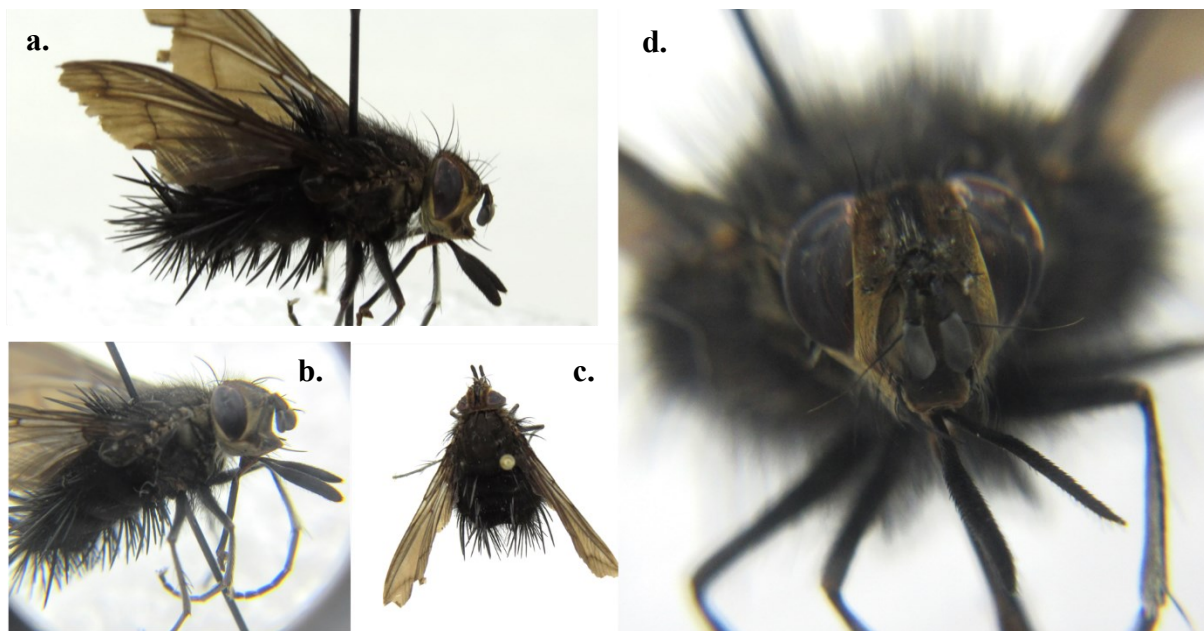


Figura 34. Tachinidae morfotipo 2. (a) vista lateral, (b) vista lateral, (c) vista dorsal y (d) vista frontal. Fuente propia.



Figura 35. Tachinidae morfotipo 3. (a) vista lateral, (b) vista frontal y (c) vista dorsal. Fuente propia.

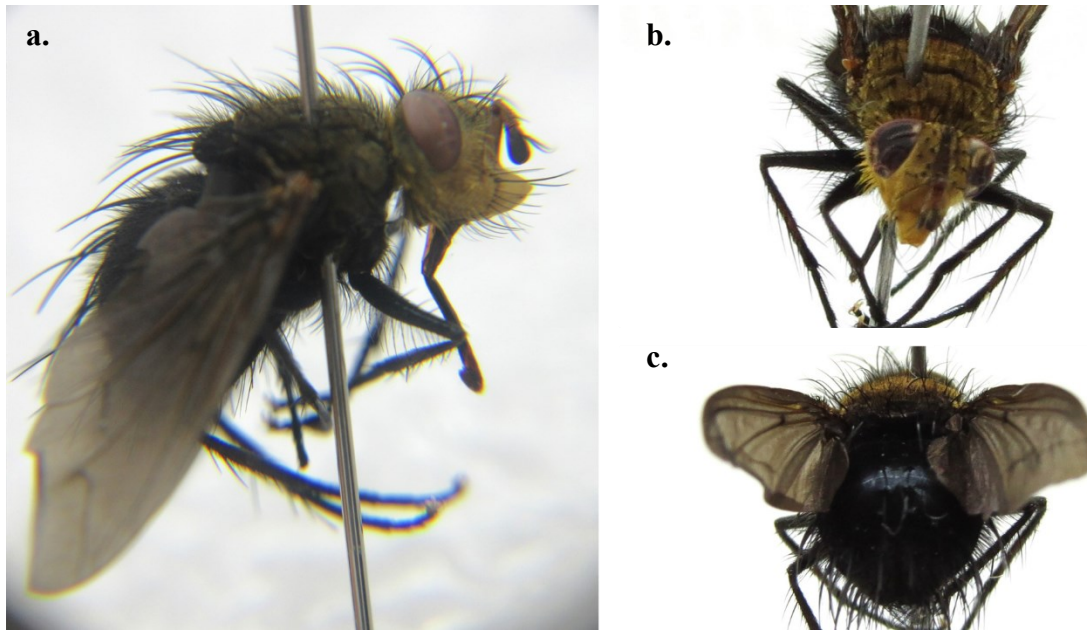


Figura 36. Tachinidae morfotipo 4. (a) vista lateral, (b) vista frontal y (c) vista posterior. Fuente propia.



Figura 37. Tachinidae morfotipo 5. (a) vista lateral, (b) vista dorsal y (c) vista frontal. Fuente propia.

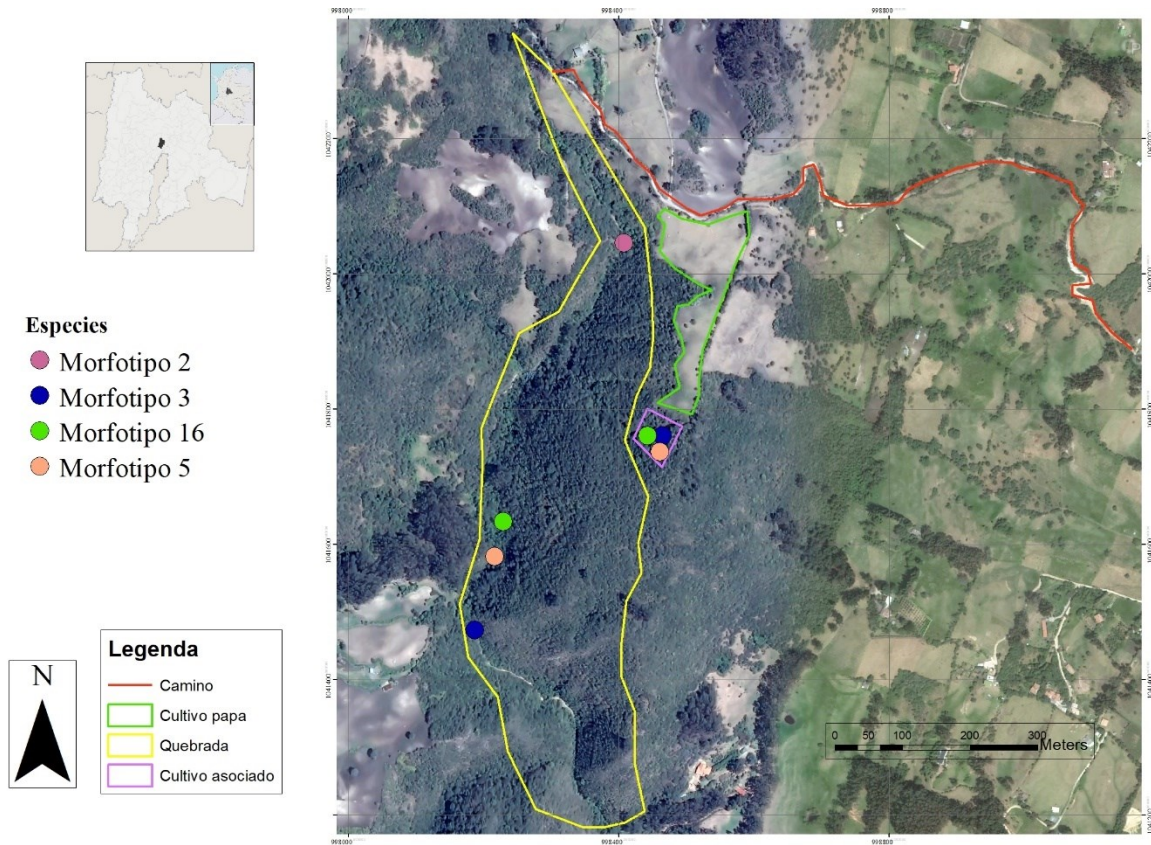


Figura 38. Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m2, m3, 16 y m5 de la familia Tachinidae.

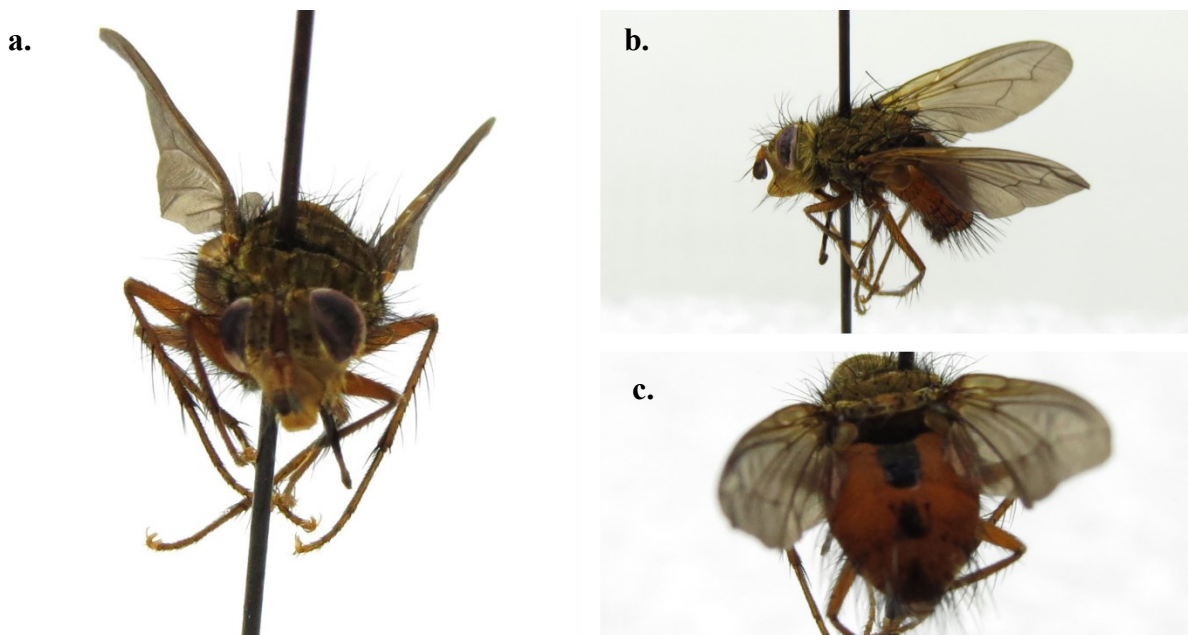


Figura 39. Tachinidae morfotipo 6. (a) vista frontal, (b) vista lateral y (c) vista posterior. Fuente propia.

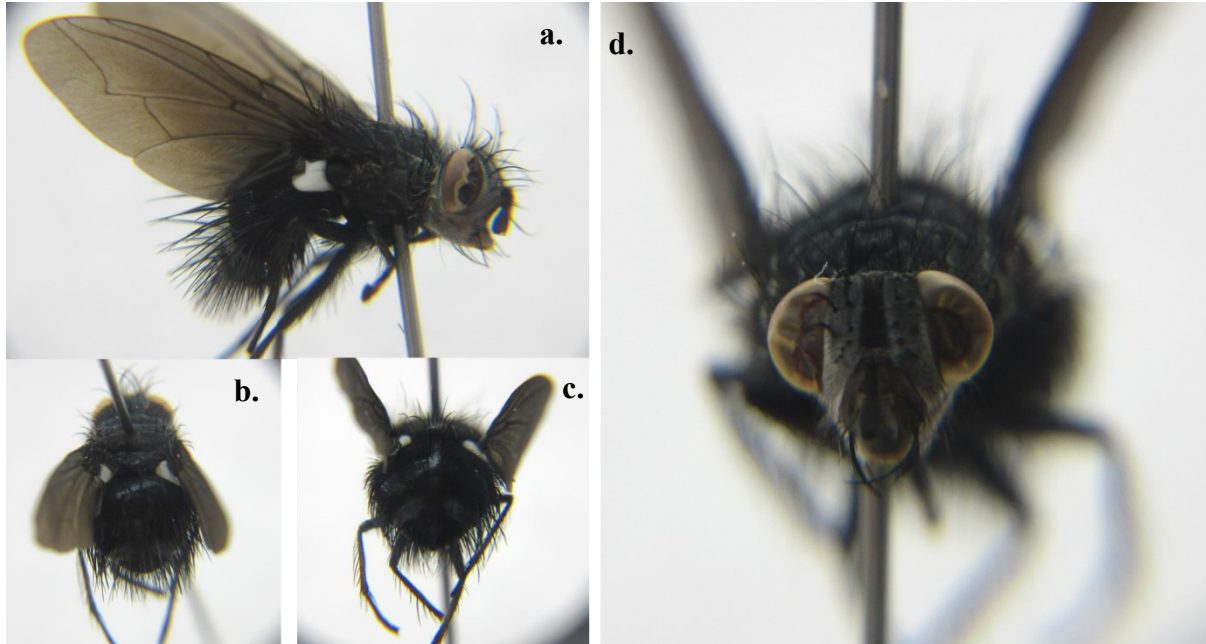


Figura 40. Tachinidae morfotipo 4. (a) vista lateral, (b) vista posterior, (c) vista posterior, (d) vista frontal. Fuente propia.

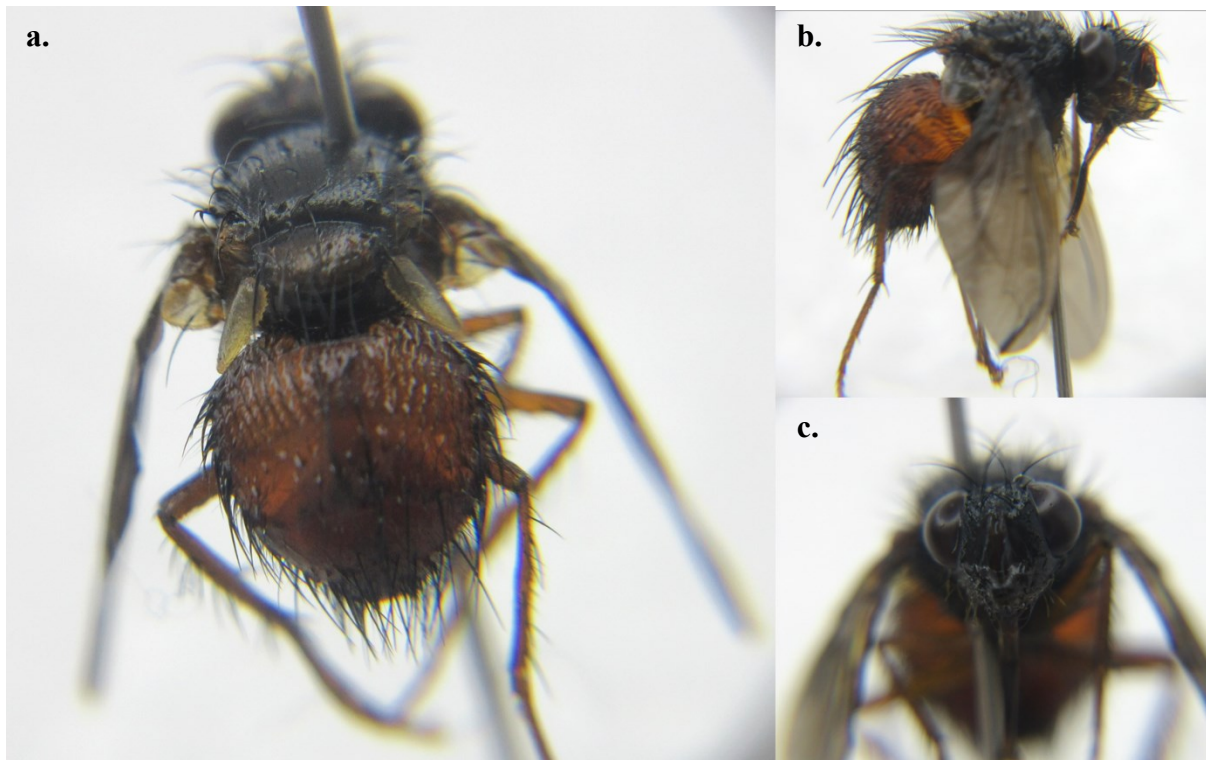


Figura 41. Tachinidae morfotipo 18. (a) vista dorsal, (b) vista latera, (c) vista frontal. Fuente propia.

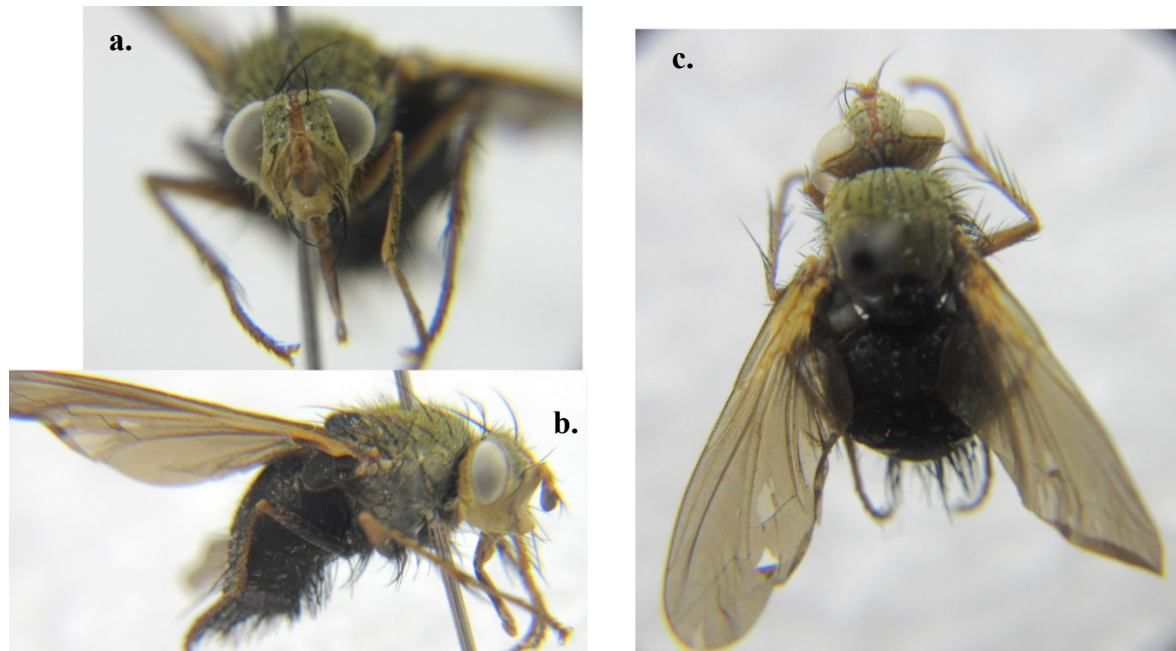


Figura 42. Tachinidae morfotipo 57. (a) vista frontal, (b) vista latera, (c) vista dorsal. Fuente propia.

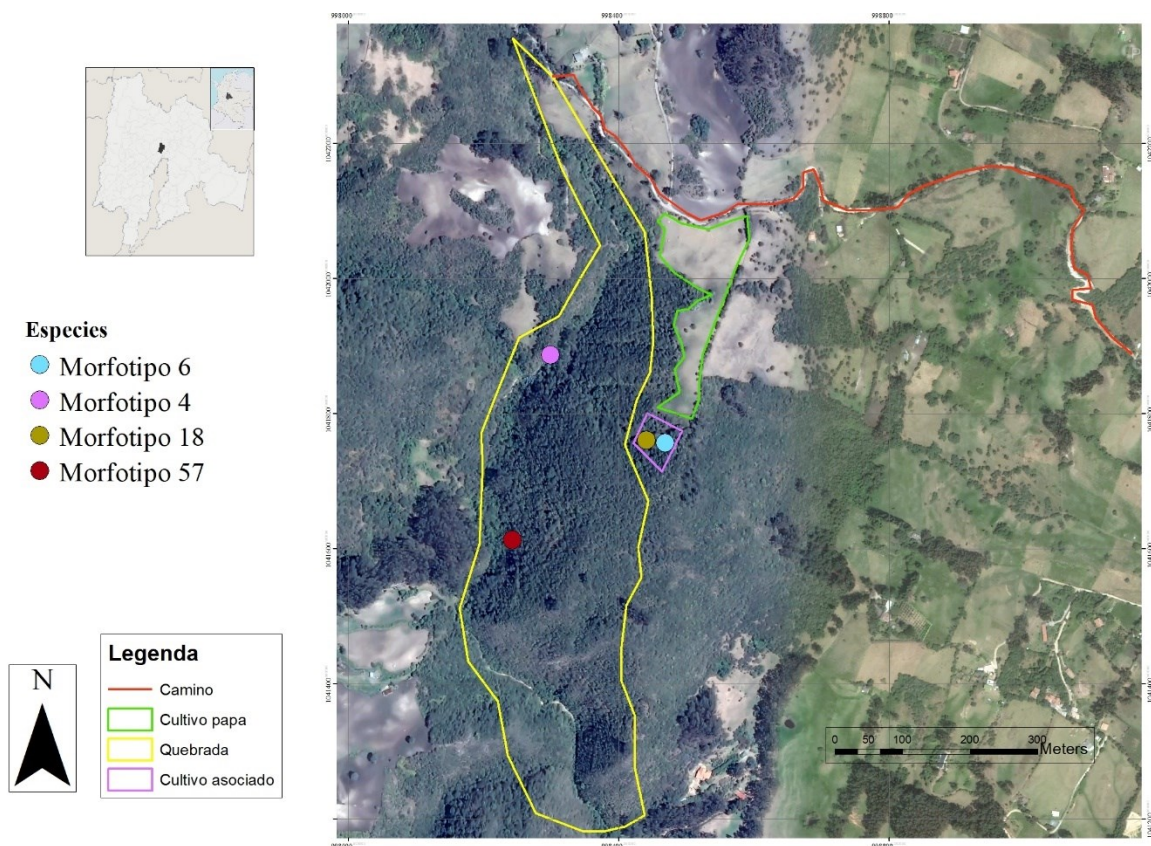


Figura 43. Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m6, m4, m18 y m57 de la familia Tachinidae.

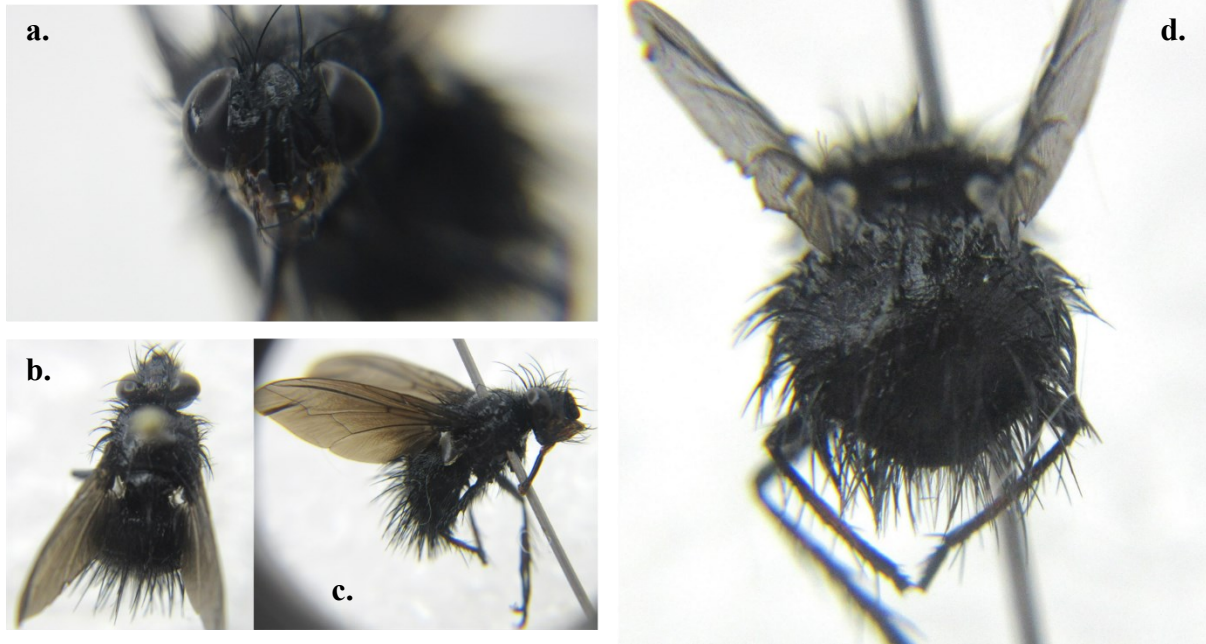


Figura 44. Tachinidae morfotipo 15. (a) vista frontal, (b) vista dorsal, (c) vista lateral, (d) vista posterior. Fuente propia.

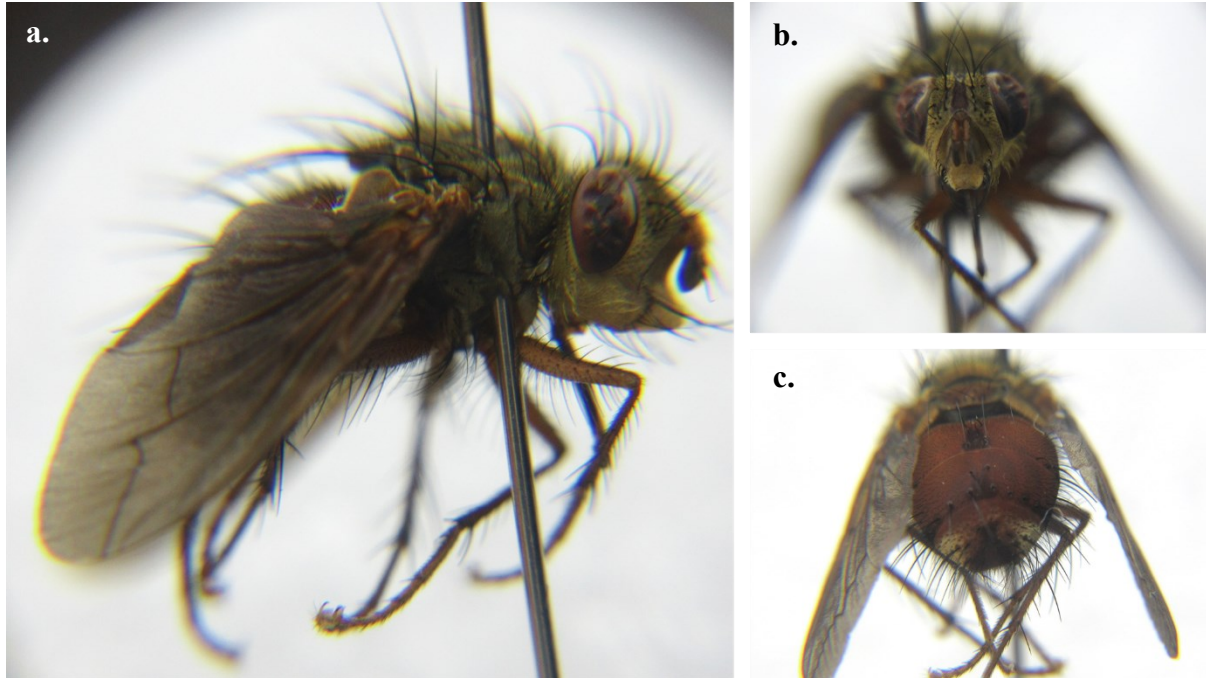


Figura 45. Tachinidae morfotipo 7. (a) vista lateral, (b) vista frontal, (c) vista posterior. Fuente propia.

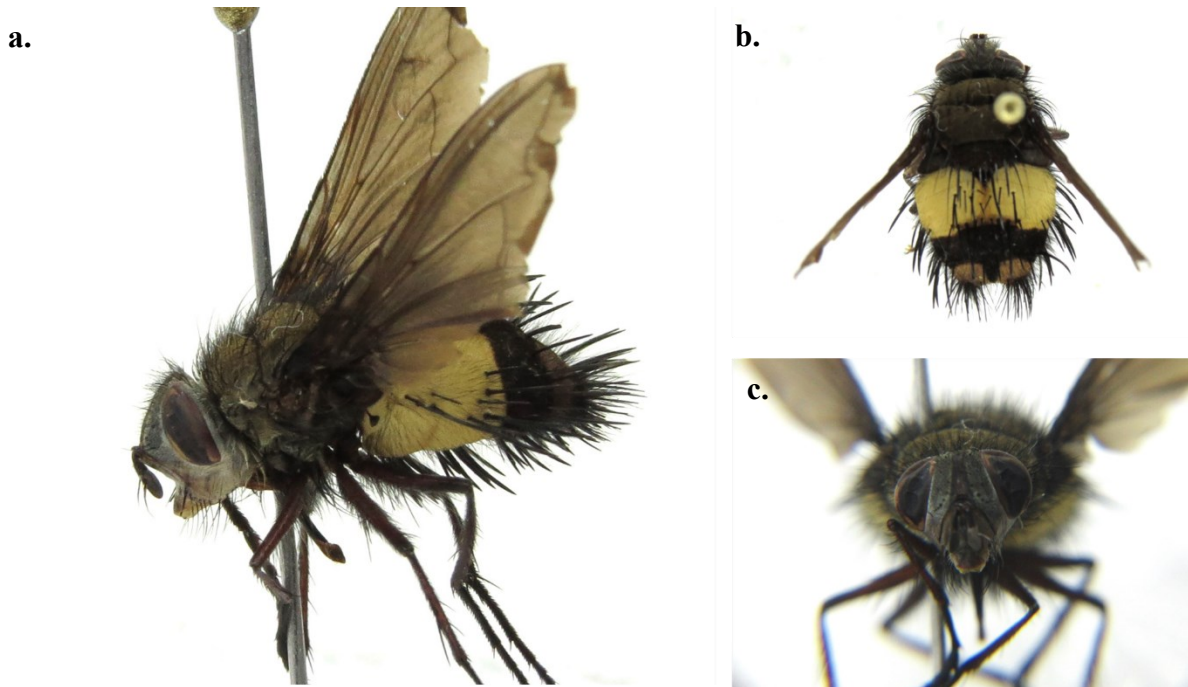


Figura 46. Tachinidae morfotipo 20. (a) vista lateral, (b) vista dorsal, (c) vista posterior. Fuente propia.



Figura 47. Tachinidae morfotipo 8. (a) vista lateral, (b) vista posterior, (c) vista frontal. Fuente propia.

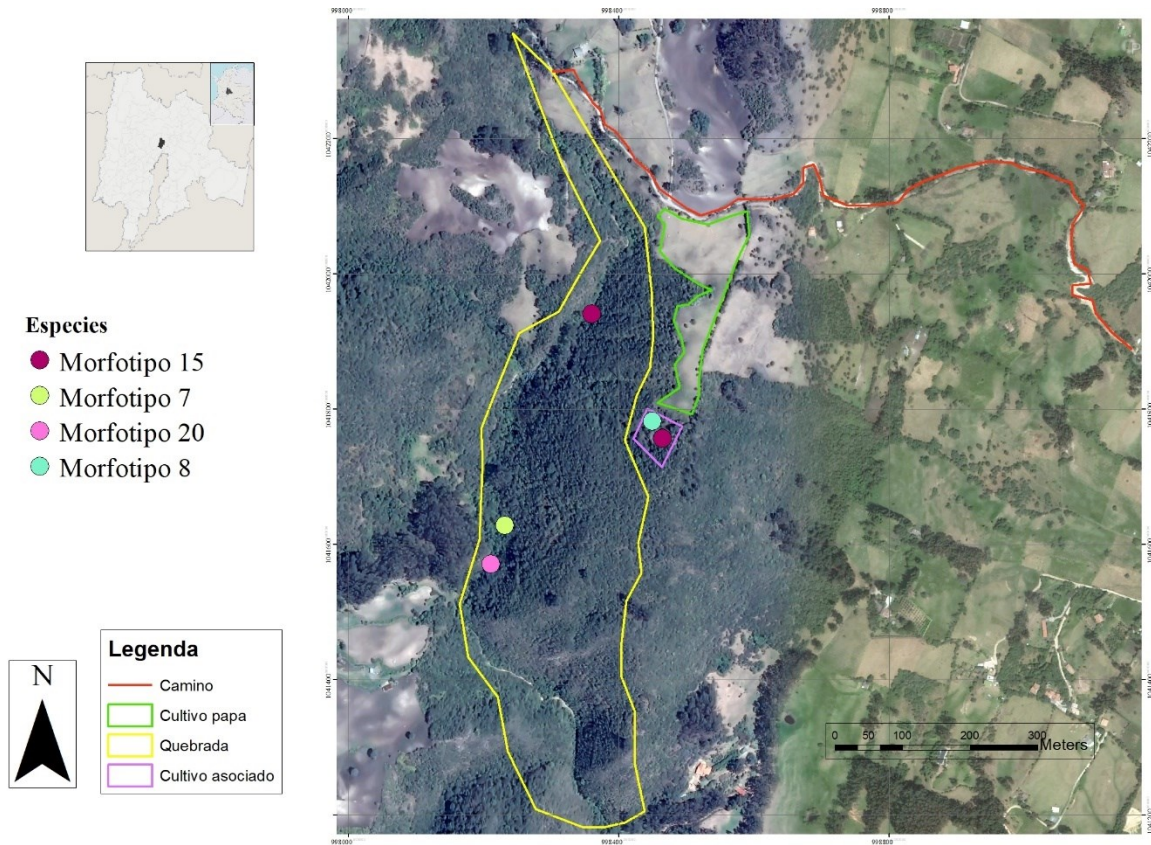


Figura 48. Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m15, m7, m20 y m8 de la familia Tachinidae.

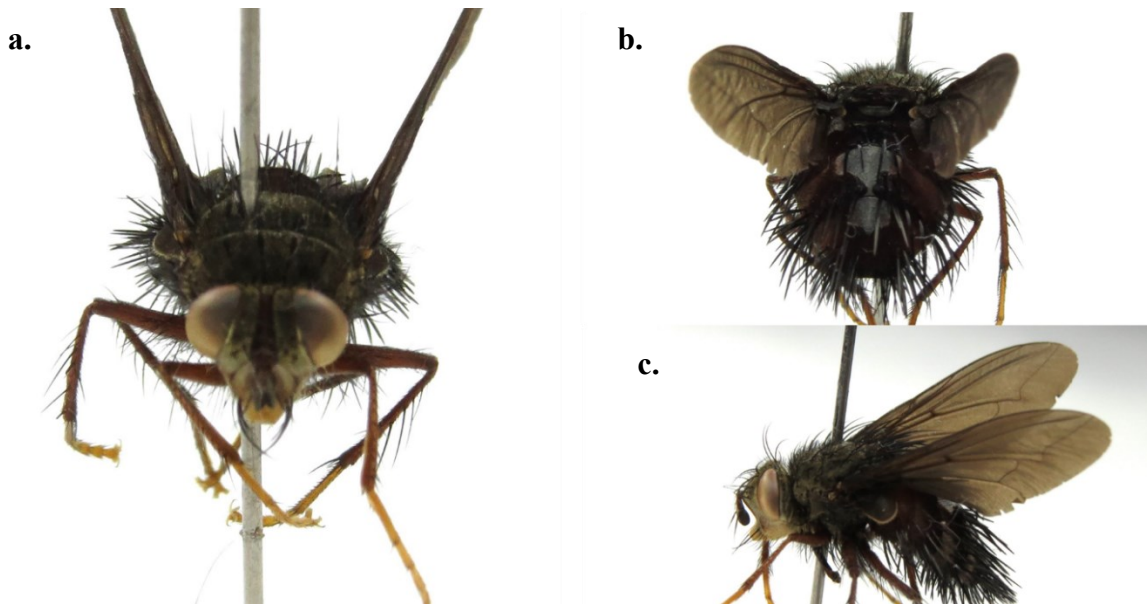


Figura 49. Tachinidae morfotipo 11. (a) vista frontal, (b) vista posterior, (c) vista lateral. Fuente propia.



Figura 50. Tachinidae morfotipo 23. (a) vista lateral, (b) vista frontal, (c) vista posterior. Fuente propia.



Figura 51. Tachinidae morfotipo 24. (a) vista dorsal, (b) vista lateral, (c) vista frontal. Fuente propia.



Figura 52. Tachinidae morfotipo 25. **(a)** vista dorsal, **(b)** vista lateral, **(c)** vista frontal. Fuente propia.

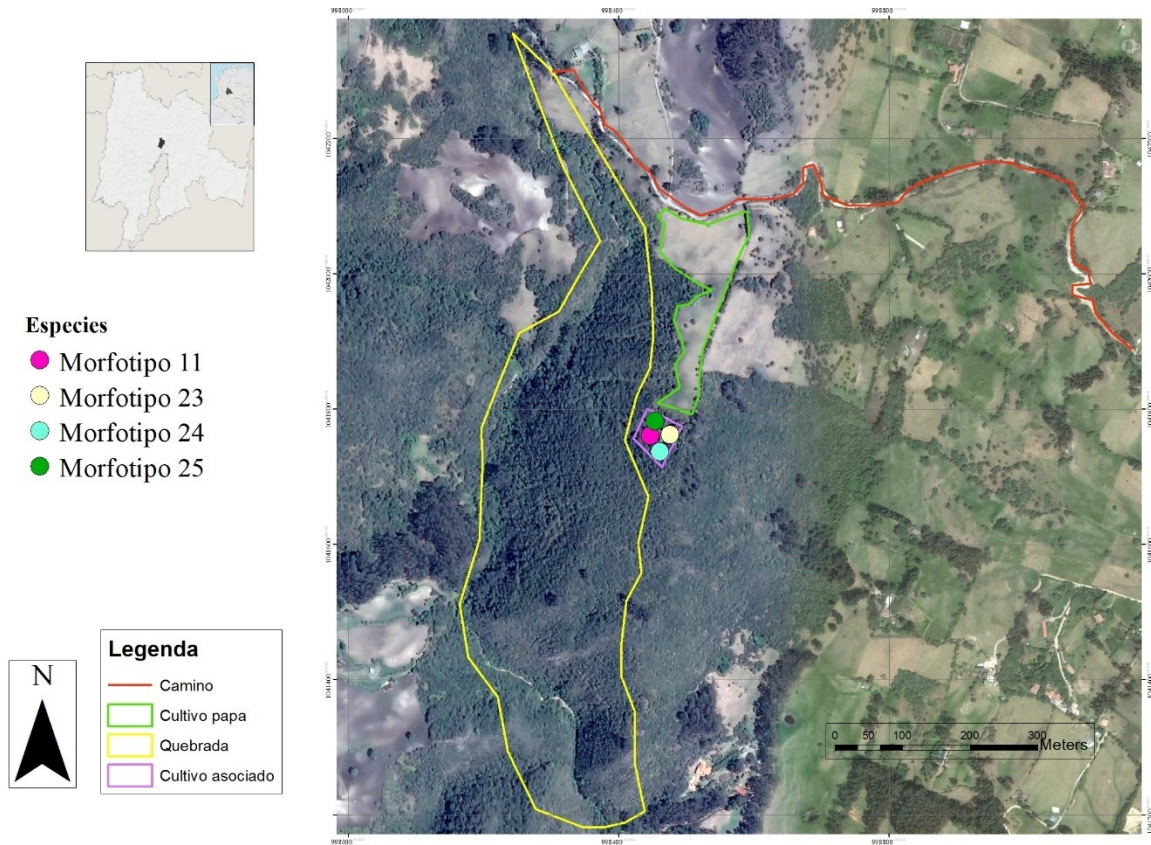


Figura 53. Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m11, m23, m24 y m25 de la familia Tachinidae.

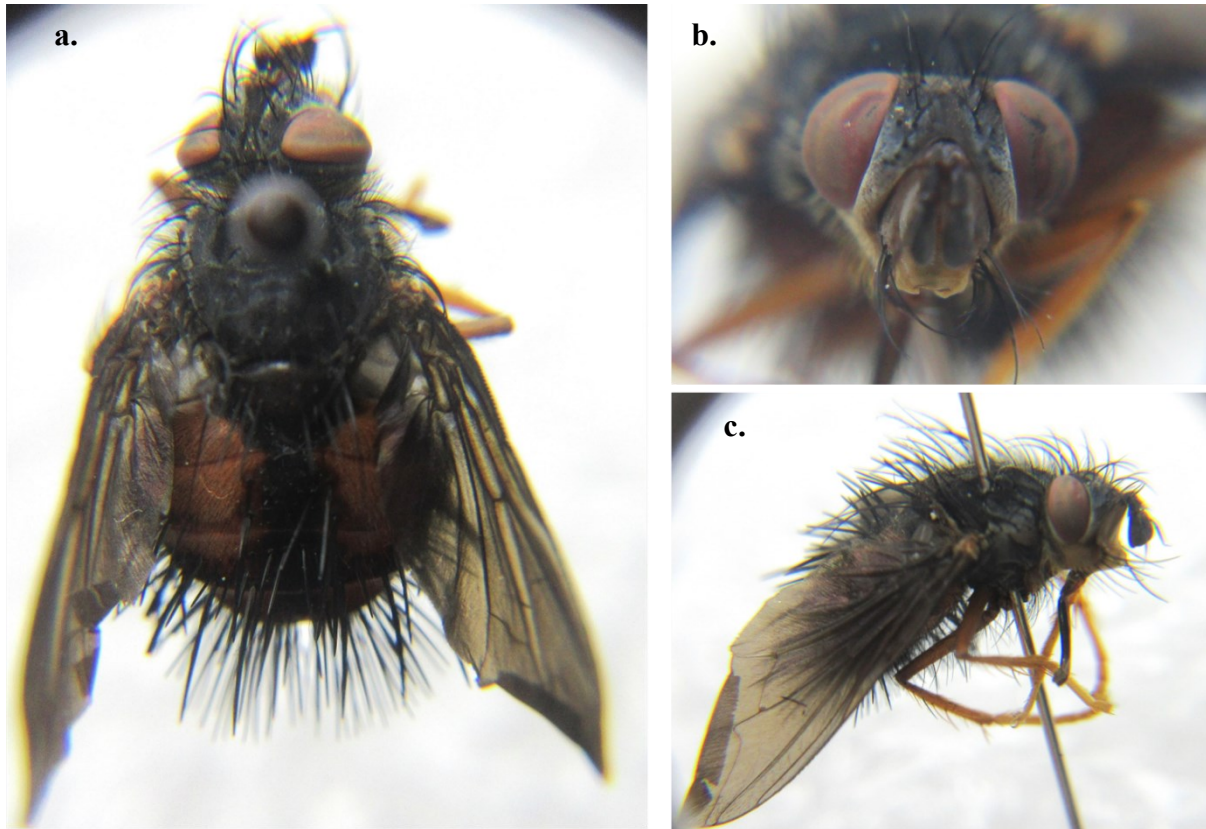


Figura 54. Tachinidae morfotipo 13. (a) vista dorsal, (b) vista frontal, (c) vista lateral. Fuente propia.

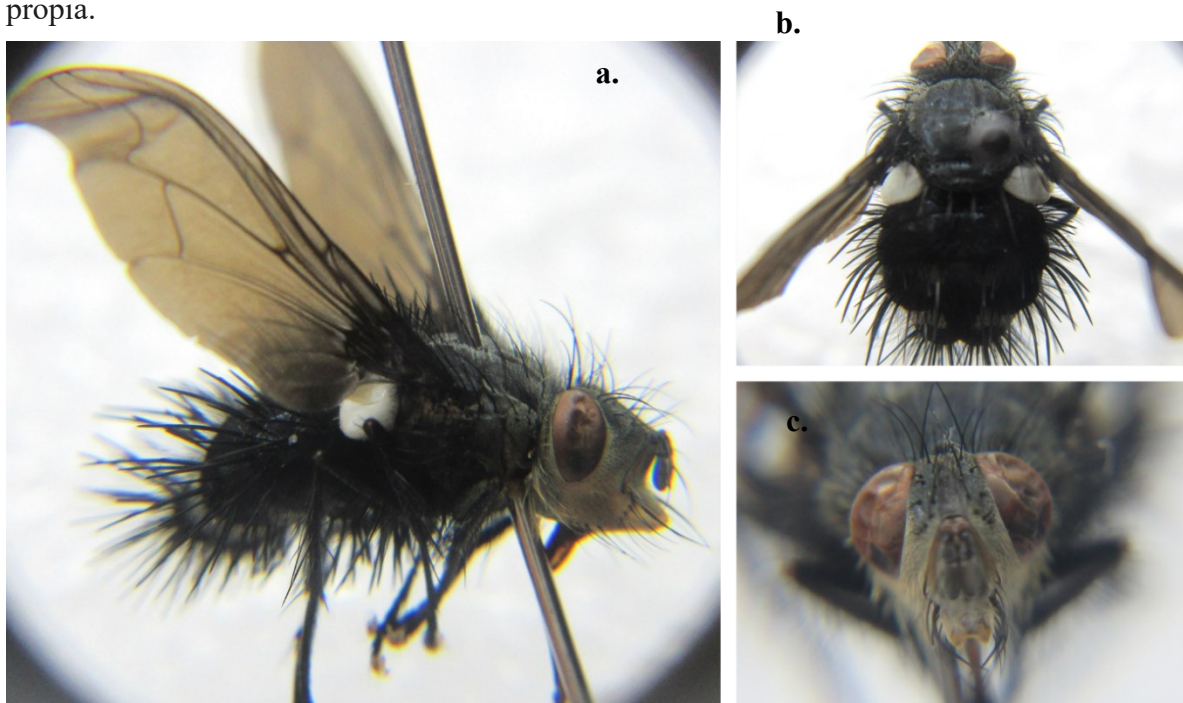


Figura 55. Tachinidae morfotipo 19. (a) vista dorsal, (b) vista frontal, (c) vista lateral. Fuente propia.

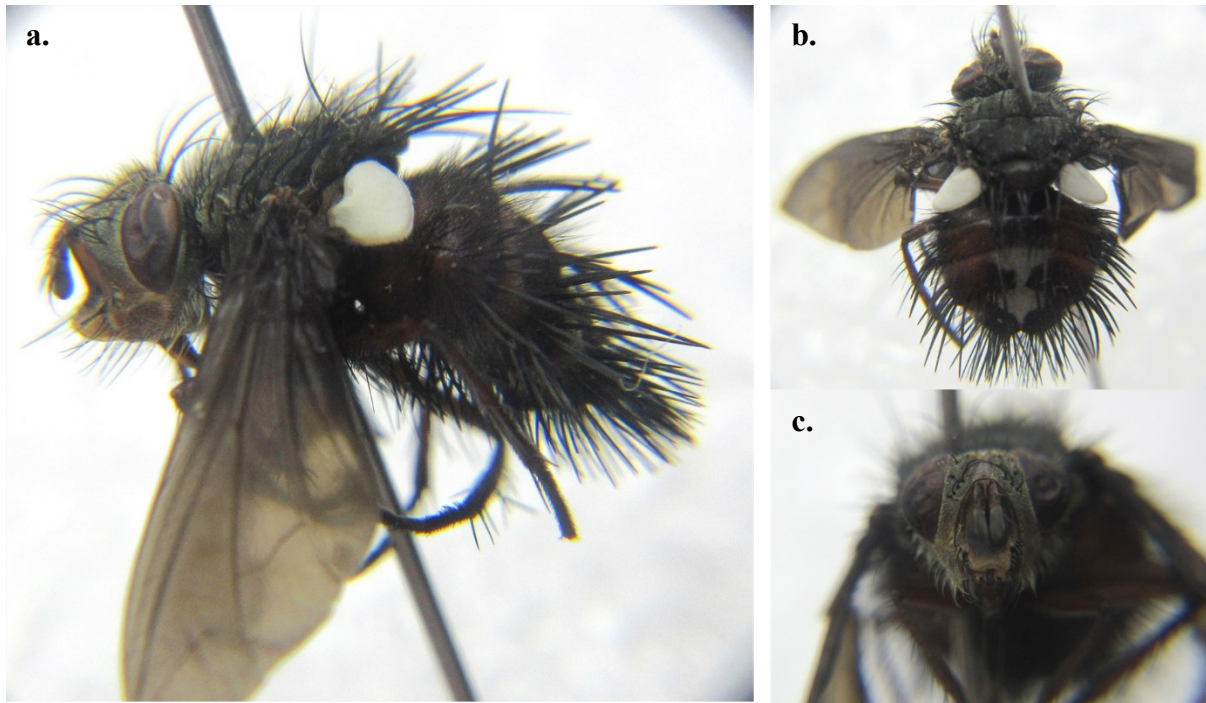


Figura 56. Tachinidae morfotipo 21. (a) vista lateral, (b) vista dorsal, (c) vista frontal. Fuente propia.

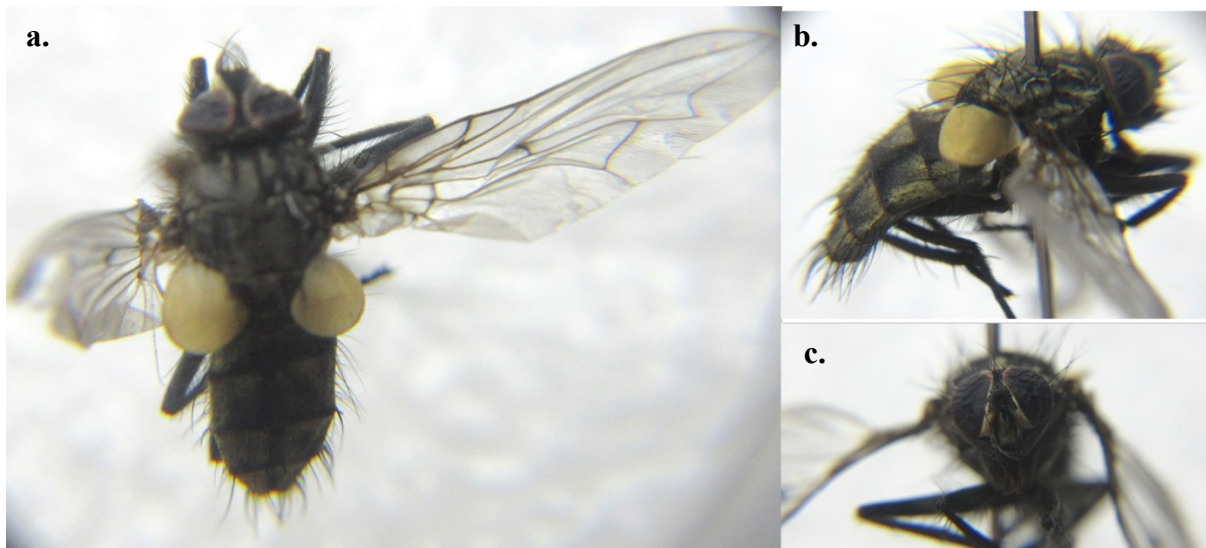


Figura 57. Tachinidae morfotipo 22. (a) vista dorsal, (b) vista lateral, (c) vista frontal. Fuente propia.

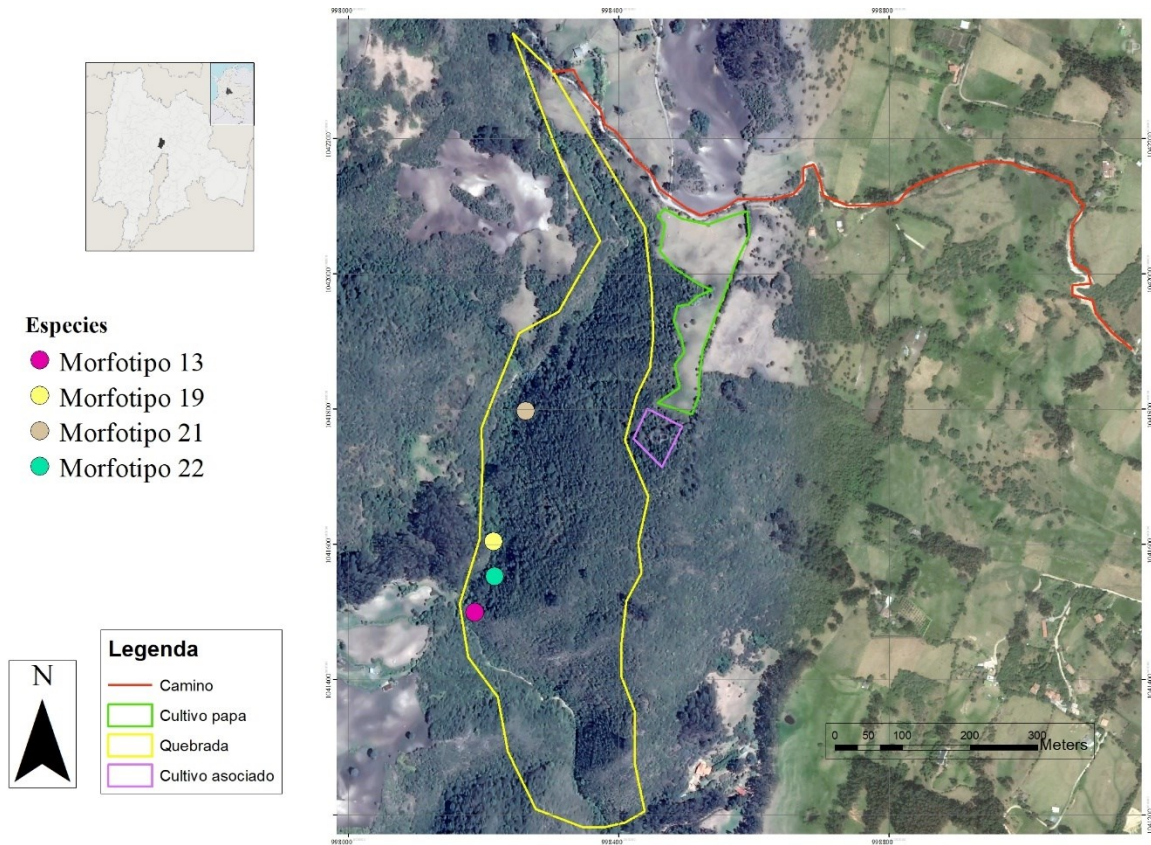


Figura 58. Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m13, m19, m21 y m22 de la familia Tachinidae.



Figura 59. Tachinidae morfotipo 26. (a) vista dorsal, (b) vista frontal, (c) vista lateral. Fuente propia.

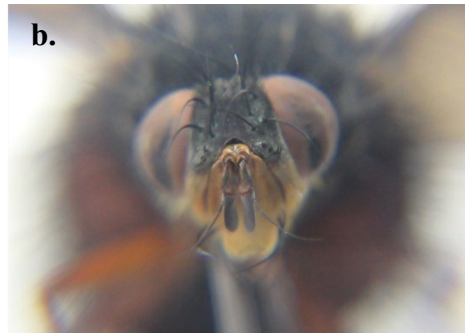


Figura 60. Tachinidae morfotipo 9. (a) vista lateral, (b) vista frontal, (c) vista dorsal. Fuente propia.

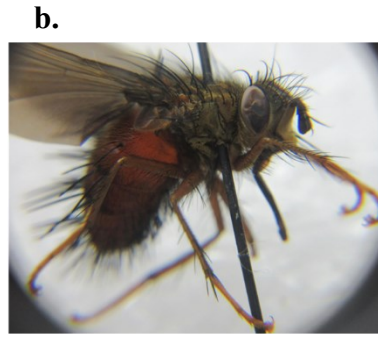


Figura 61. Tachinidae morfotipo 10. (a) vista dorsal, (b) vista lateral, (c) vista frontal. Fuente propia.



Figura 62. Tachinidae morfotipo 12. (a) vista lateral, (b) vista dorsal, (c) vista frontal. Fuente propia.

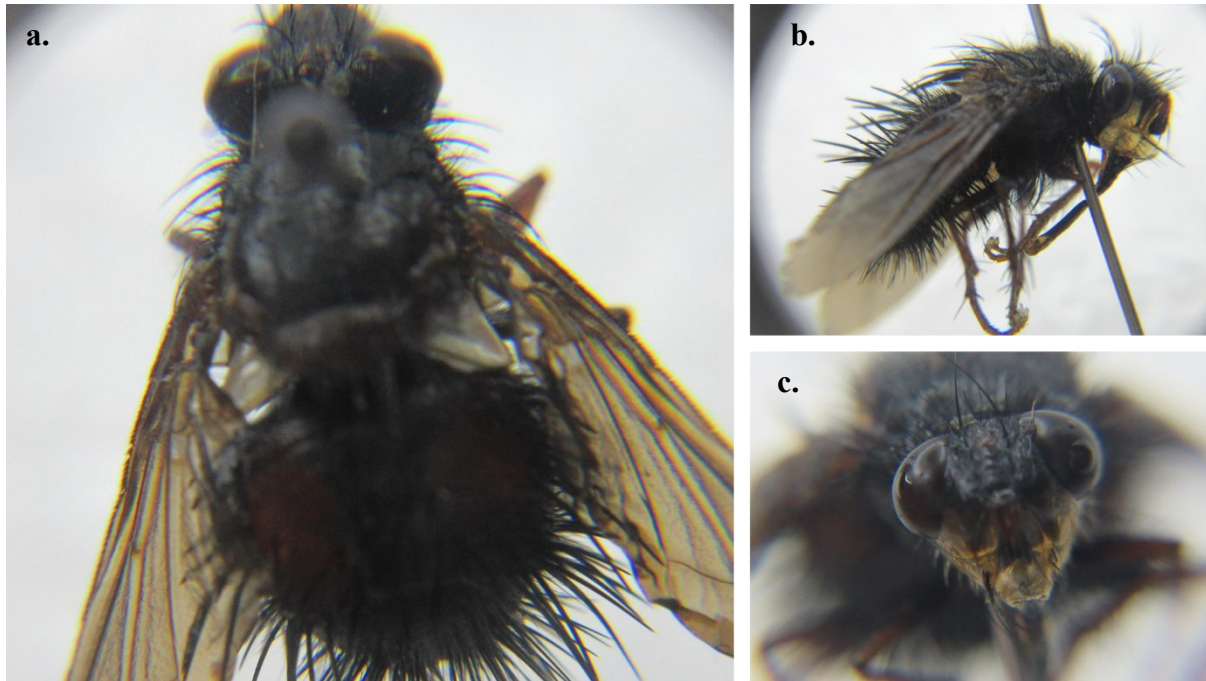


Figura 63. Tachinidae morfotipo 17. (a) vista dorsal (b) vista lateral, (c) vista frontal. Fuente propia.

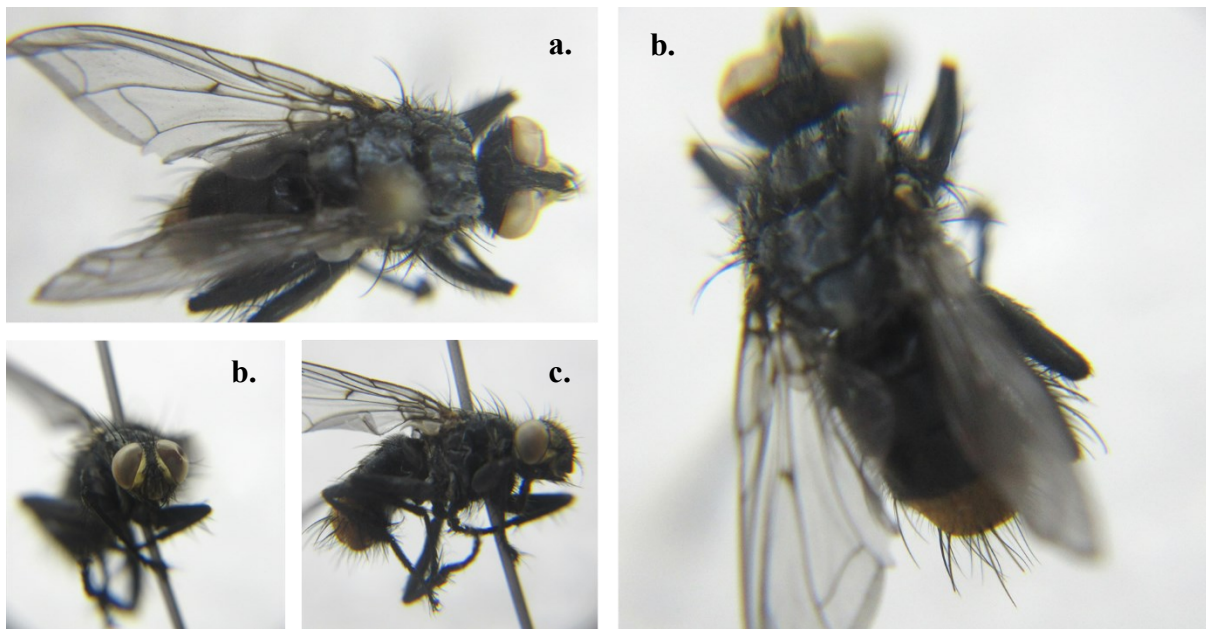


Figura 64. Tachinidae morfotipo 59. (a) vista dorsal (b) vista frontal, (c) vista lateral y (d) vista dorsal. Fuente propia.

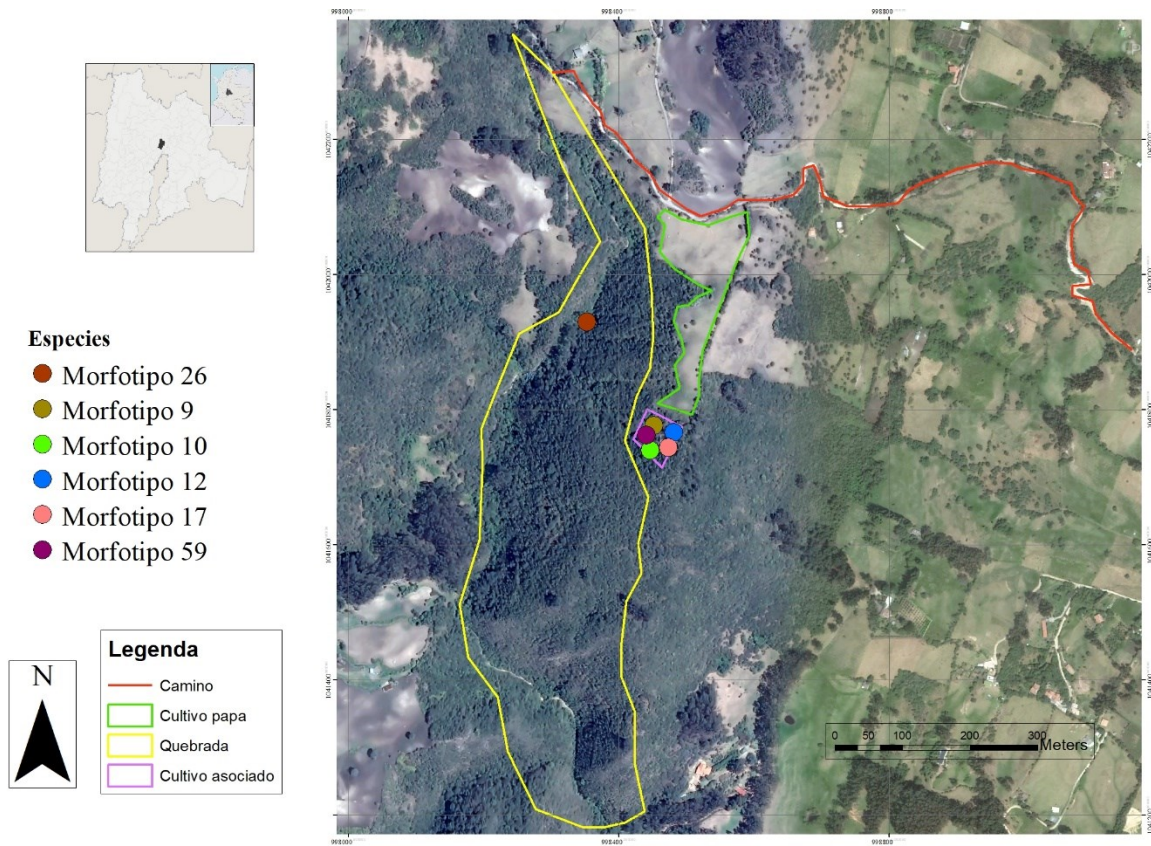


Figura 65. Mapa de distribución de las cuatro zonas para los morfotipos m26, m9, m10, m12, m17 y m59 de la familia Tachinidae.

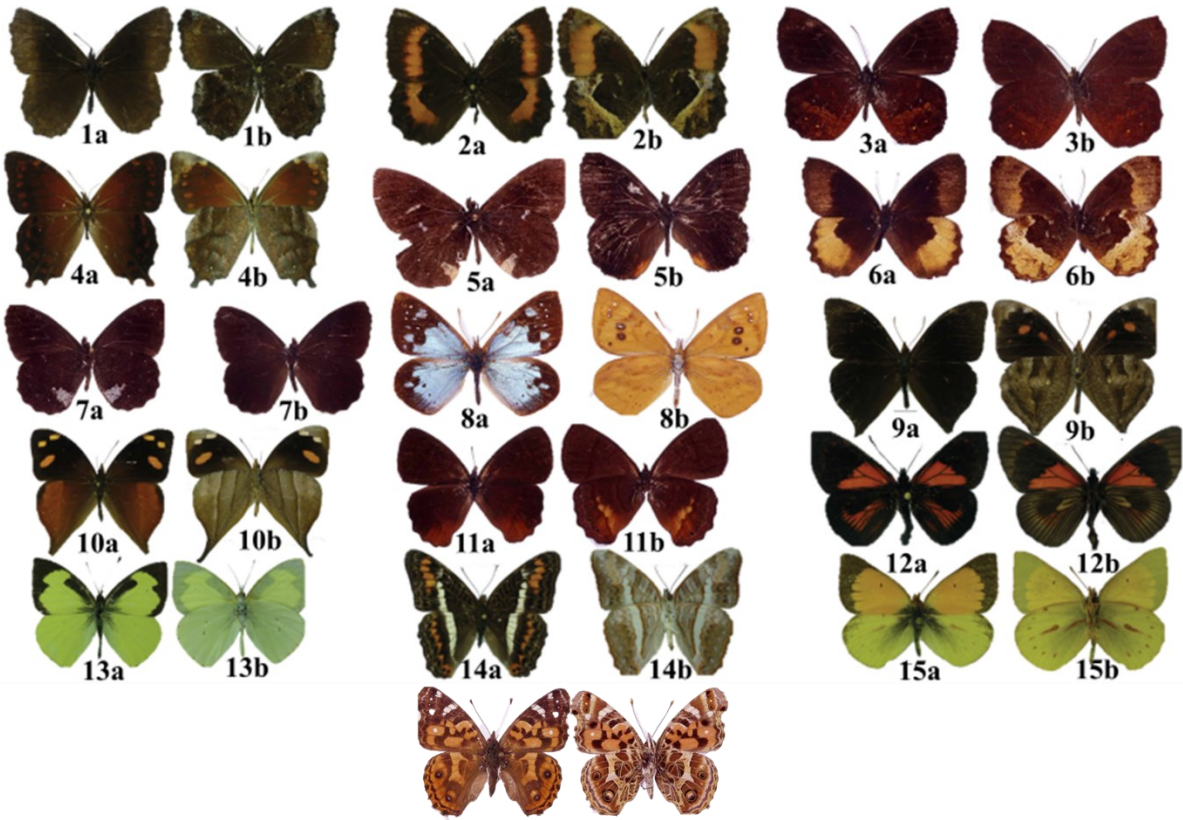


Figura 66. Especies de Lepidopteros muestreados en las cuatro zonas. 1a-b *Panyapedaliodes drymaea* (Hewitson, 1858), 2a-b *Pedaliodes phaea* (Hewitson, 1861), 3a-b *Pedaliodes polusca* (Hewitson, 1861), 4a-b *Lasiophila circe* (Felder, 1859), 5a-b *Pedaliodes hardyi* (Adams, 1986), 6a-b *Pedaliodes phaeina* (Staudinger, 1897), 7a-b *Pedaliodes phoenissa* (Hewitson, 1861), 8a-b *Lymanopoda samius* (Westwood, 1851), 9a-b *Corades medeba* (Hewitson, 1850), 10a-b *Corades chelonis* (Hewitson, 1863), 11a-b *Eretris apuleja* (Felder, 1867), 12a-b *Altinote chea* (H. Druce, 1903), 13a-b *Leptophobia eleone* (E. Doubleday, 1847), 14a-b *Adelpha corcyra* (Hewitson, 1847), 15a-b *Colias dimera* (Doubleday, 1847) y 16a-b *Vanessa braziliensis* (Moore, 1883). Fuente Henao-Bañol y Stiles (2017) y Repositorio Institucional de Documentación Científica Alexander von Humboldt.

12. CONCLUSIONES

Este estudio permite evidenciar que con el aumento la frontera agrícola la riqueza de Sírfidos, Tachinidos y Lepidopteros disminuye y que el efecto de borde u homogeneidad local induce una dominancia de taxa; lo que conlleva a la pérdida de servicios como la polinización y el control biológico por depredadores y parasitoides.

Agroecosistemas con una alta complejidad de hábitat pueden impulsar la composición de estos insectos potencialmente benéficos.

13. RECOMENDACIONES

Se recomienda para posteriores investigaciones aumentar y homogeneizar el esfuerzo de muestreo.

14. BIBLIOGRAFÍA

Alcaldía Municipal de Tabio. 2019. Municipio: Aprende sobre nuestra historia y territorio. Recuperado de: <http://www.tabio-cundinamarca.gov.co/tema/municipio>.

Alcaldía Municipal de Tabio. 2020. Plan de desarrollo municipal Tabio (2020-2024). Recuperado de: <http://www.tabio-cundinamarca.gov.co/planes/plan-de-desarrollo-del-municipio-de-tabio-2020-2024>.

Adams, MJ. 1985. Speciation in the pronophiline butterflies (Satyridae) of the northern Andes. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 1985(suppl 1), 33-49.

Ángel-Villarreal SL, Bogotá-Ángel, RG, & Montoya AL. 2020. Comunidades de Sírvidos (Díptera) asociadas a coberturas influenciadas por actividades antrópicas en los cerros orientales de Bogotá, Colombia. *Caldasia*, 43(1), 161-171. Doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.82464

Arce HG, Sánchez LA, Slaa J, Sánchez-Vindas P, Ortiz A, Van-Veen J, & Sommeijer M J 2001. Árboles melíferos nativos de Mesoamérica.

Arizmendi C. 2009. La crisis de los polinizadores. *Biodiversitas*, 85, 1-5.

Bañol ERH, & Stiles FG. 2018. Un inventario de las mariposas diurnas (Lepidoptera: Hesperioidea-Papilionoidea) de dos reservas altoandinas de la Cordillera Oriental de Colombia. *Revista de la Facultad de Ciencias*, 7(1), 71-87.

Barnes T G. 2000. *Landscape ecology and ecosystems management*. University of Kentucky College of Agriculture, Cooperative Extension Service. Frankfort: Kentucky State University.

Bautista-Zamora, D. M. 2019. Sinopsis taxonómica de las moscas parasitoides (Diptera: Tachinidae) de Colombia.

Bonebrake T C, Ponisio LC, Boggs CL, & Ehrlich PR. 2010. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143(8), 1831-1841. Doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.044

Burington ZL, Inclán-Luna DJ, Pollet M, & Stireman III JO. 2020. Latitudinal patterns in tachinid parasitoid diversity (Diptera: Tachinidae): A review of the evidence. *Insect Conservation and Diversity*, 13(5), 419-431.

Cardoso P, Barton P S, Birkhofer K, Chichorro F, Deacon C, Fartmann T, Fukushima CS, Gaigher R, Habel JC, & Hallmann CA. 2020. Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological conservation*, 242, 108426.

Cely-Santos M, & Philpott SM. 2019. Local and landscape habitat influences on bee diversity in agricultural landscapes in Anolaima, Colombia. *Journal of Insect Conservation*, 23(1), 133-146.

Charles D. Michener. 2007. *The Bees of the World* (249410). eBook Academic Collection (EBSCOhost).

<https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=e000xww&AN=249410&site=eds-live>

Christmann S, Aw-Hassan A., Rajabov T, Khamraev AS, & Tsivelikas A. 2017. Farming with alternative pollinators increases yields and incomes of cucumber and sour cherry. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(4), 1-8.

Cleves-Leguízamo JA, Toro-Calderón J, Martínez-Bernal LF, & León-Sicard T. 2017. La Estructura Agroecológica Principal (EAP): Novedosa herramienta para planeación del uso de la tierra en agroecosistemas. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(2), 441-449.

Cuartas-Hernández SE, & Gómez-Murillo L. 2015. Effect of Biotic and Abiotic Factors on Diversity Patterns of Anthophyllous Insect Communities in a Tropical Mountain Forest. *Neotropical Entomology*, 44(3), 214-223. Doi.org/10.1007/s13744-014-0265-2

Dalgaard TT, Hutchings N J, & Porter JR. 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100(1), 39-51. Doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00152-X

Derocles SA, Navasse Y, Buchard C, Plantegenest M, & Le-Ralec A. 2019. “Generalist” aphid parasitoids behave as specialists at the agroecosystem scale. *Insects*, 11(1), 6.

Díaz-Suárez V, Mahecha O, Andrade MG, & Pyrcz TW. 2022. Perturbación antrópica afectando a los patrones de diversidad en Satyrinae de montaña Pronophilina Reuter, 1896 en un bosque altoandino en Colombia (Lepidoptera: Nymphalidae). *SHILAP Revista de lepidopterología*, 50(200), 709-728.

Echeverría C, Newton AC, Lara A, Benayas JMR, & Coomes DA. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426-439.

Etter A, McAlpine C, Wilson K, Phinn S, & Possingham H. 2006. Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2), 369-386. ScienceDirect. Doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.013

Fahrig L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1649-1663.

Fernández F, & Sharkey M J. 2006). *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. (Sociedad Colombiana de Entomología).

Fluke C. 1943. A new genus and new species of Syrphidae (Diptera) from Ecuador. *Annals of the Entomological Society of America*, 36(3), 425-431.

Garibaldi LA, Carvalheiro LG, Leonhardt SD, Aizen MA, Blaauw BR, Isaacs R, Kuhlmann M., Kleijn D, Klein AM, & Kremen C. 2014. From research to action: Enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 439-447.

Garibaldi LA, Steffan-Dewenter I, Kremen C, Morales JM, Bommarco R, Cunningham SA, Carvalheiro, LG, Chacoff NP, Dudenhöffer JH, & Greenleaf SS. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology letters*, 14(10), 1062-1072.

Garibaldi LA, Steffan-Dewenter I, Winfree R, Aizen MA, Bommarco R, Cunningham SA, Kremen C, Carvalheiro LG, Harder LD, & Afik O. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *science*, 339(6127), 1608-1611.

Gliessman S. 1990. *Agroecology: Researching the ecological basis for sustainable agricultura*. *Agroecology*, 78, 3-10. [Doi.org/10.1007/978-1-4612-3252-0_1](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3252-0_1)

Godfray HCJ, & Godfray HCJ. 1994. *Parasitoids: Behavioral and evolutionary ecology (Vol. 12)*. Princeton University Press.

González-Arteaga SJ. 2020. Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea) y su relación con la transformación de un ecosistema de alta montaña en la zona Suroccidental del complejo de Páramos de Guerrero (Subachoque, Cundinamarca).

Gutiérrez-Chacón C, Dormann C F, & Klein AM. 2018. Forest-edge associated bees benefit from the proportion of tropical forest regardless of its edge length. *Biological Conservation*, 220, 149-160. Doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.009

Gutiérrez-Chacón C, Valderrama AC, & Klein AM. 2020. Biological corridors as important habitat structures for maintaining bees in a tropical fragmented landscape. *Journal of Insect Conservation*, 24(1), 187-187-197. Complementary Index. Doi.org/10.1007/s10841-019-00205-2

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, & Hürren T. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.

Hendrickx F, Maelfait JP, Billeter R, Bailey D, Herzog F, & Liira J. 2007. How Landscape Structure, Land-Use Intensity and Habitat Diversity Affect Components of Total Arthropod Diversity in Agricultural Landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(2), 340-340-351. JSTOR Journals.

Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC, Williams NM, Ricketts TH, Winfree R, Bommarco R, Brittain C, Burley AL, & Cariveau D. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology letters*, 16(5), 584-599.

Kleijn D, Berendse F, Smit R, & Gilissen N. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413(6857), 723-725. Doi.org/10.1038/35099540

Klein AM, Steffan-Dewenter I, & Tschardt T. 2003. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology*, 40(5), 837-837-845. Complementary Index. Doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00847.x

Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, & Tschardt T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.

Larson B, Kevan P, & Inouye D W. 2001. Flies and flowers: Taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *The Canadian Entomologist*, 133(4), 439-465.

León-Sicard TE, Toro-Calderón J, Martínez-Bernal LF, & Cleves-Leguízamo JA. 2018. The main agroecological structure (MAS) of the agroecosystems: Concept, methodology and applications. *Sustainability*, 10(9), 3131.

Liere H, Jha S, & Philpott SM. 2017. Intersection between biodiversity conservation, agroecology, and ecosystem services. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41(7), 723-760.

Marcos-García MÁ, García-López A, Zumbado MA, & Rotheray GE. 2012. Sampling Methods for Assessing Syrphid Biodiversity (Diptera: Syrphidae) in Tropical Forests. *Environmental Entomology*, 41(6), 1544-1552. Doi.org/10.1603/EN12215

Mejia-Toro M. 2007. Contribución al conocimiento de géneros pertenecientes a la antigua tribu dejeaniini (Diptera: Tachinidae) en los andes Ecuatorianos.

Mengual X, Ståhls G, & Rojo S. 2015. Phylogenetic relationships and taxonomic ranking of pipizine flower flies (Diptera: Syrphidae) with implications for the evolution of aphidophagy. *Cladistics*, 31(5), 491-508.

Meurgey F. 2011. Les Arthropodes continentaux de Guadeloupe: Synthèse bibliographique pour un état des lieux des connaissances. Rapport SHNLH pour le Parc National de Guadeloupe, 184.

Meyer B, Jauker F, & Steffan-Dewenter I. 2009. Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic and Applied Ecology*, 10(2), 178-186.
Doi.org/10.1016/j.baae.2008.01.001

Montero F, & Ortiz M. 2013. Estados inmaduros e historia natural de algunas especies de la subtribu Pronophilina (Nymphalidae: Satyrinae) presentes en el páramo del tablazo–Colombia. Ii. *Neopedaliodes zipa* (Adams 1986). *Tropical Lepidoptera Research*, 54-61.

Montoya AL. 2016. Family syrphidae. *Zootaxa*, 4122(1), 457-537.

Montoya AL, Parra JL, & Wolff M. 2021. Structure and diversity of hoverflies (Diptera: Syrphidae) in northwestern Colombian Paramos: Towards the identification of bioindicator species in the Tropical Andes. *Journal of Insect Conservation*, 25(5), 809-828.
Doi.org/10.1007/s10841-021-00346-3

Nates Parra G. 2005. Abejas silvestres y polinización.

Nicholson CC, & Ricketts TH. 2019. Wild pollinators improve production, uniformity, and timing of blueberry crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 272, 29-37.

Noriega JA, Hortal J, Azcárate FM, Berg MP, Bonada N, Briones MJ, Del Toro I, Goulson D, Ibanez S, & Landis DA. 2018. Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*, 26, 8-23.

Otavo S, & Echeverría C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.

Power EF, Jackson Z, & Stout JC. 2016. Organic farming and landscape factors affect abundance and richness of hoverflies (Diptera, Syrphidae) in grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, 9(3), 244-253.

Prado MM, García DG, & Sastre RM. 2018. Los insectos polinizadores en la agricultura: Importancia y gestión de su biodiversidad. *Ecosistemas*, 27(2), 81-90.

Priyadarshana TS, Lee M, Ascher JS, Qiu L, & Goodale E. 2021. Crop heterogeneity is positively associated with beneficial insect diversity in subtropical farmlands. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), 2747-2747-2759. GreenFILE. Doi.org/10.1111/1365-2664.14005

Pyrz TW, Clavijo A, Uribe S, Marin MA, Alvarez CF, & Zubek A. 2016. Páramo de Belmira as an important centre of endemism in the northern Colombian Andes: New evidence from Pronophilina butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae, Satyrini). *Zootaxa*, 4179(1), 77-102.

Ramírez-Freire L, Alanís-Flores G, Ayala-Barajas R, Velazco-Macías C, & Favela-Lara S. 2014. El uso de platos trampa y red entomológica en la captura de abejas nativas en el estado de Nuevo León, México. *Acta zoológica mexicana*, 30(3), 508-538.

Ricketts TH. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99.

Rybicki J, & Hanski I. 201. Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology letters*, 16, 27-38.

Sahli HF, & Conner JK. 2006. Characterizing ecological generalization in plant-pollination systems. *Oecologia*, 148(3), 365-372.

Sammataro D, & Avitabile A. 2005. El manual del apicultor (Número 638.1 S189m). Letemendi.

Sánchez-Bayo F, & Wyckhuys KA. 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation*, 232, 8-27.

Sánchez-Ruiz M, Fontal-Cazalla F, Sánchez-Ruiz A, & López-Colón JI. 1997. El uso de insectos depredadores en el control biológico aplicado. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 20, 141-149.

Santos T, & Tellería JL. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: Efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2).

Schweiger O, Musche M, Bailey D, Billeter R, Diekötter T, Hendrickx F, Herzog F, Liira J, Maelfait JP, Speelmans M, & Dziock F. 2007. Functional richness of local hoverfly communities

(Diptera, Syrphidae) in response to land use across temperate Europe. *Oikos*, 116(3), 461-472.
Doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15372.x

Scolozzi R, & Geneletti D. 2012. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36, 9-22.

Shackelford G, Steward PR, Benton TG, Kunin WE, Potts SG, Biesmeijer JC, & Sait SM. 2013. Comparison of pollinators and natural enemies: A meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 88(4), 1002-1002-1021. MEDLINE with Full Text. Doi.org/10.1111/brv.12040

Sicard TEL. 2009. Agroecología: Desafíos de una ciencia en construcción. *Agroecología*, 4, 7-17.

Sicard TEL. 2014. *Perspectiva ambiental de la Agroecología*.

Sisterson MS, Dwyer DP, & Uchima SY. 2020. Insect diversity in vineyards, almond orchards, olive orchards, alfalfa fields, and pastures in the San Joaquin Valley of California. *Journal of Insect Conservation*, 24(5), 765-765-777. Complementary Index. Doi.org/10.1007/s10841-020-00250-2

Sommaggio D. 1999. Syrphidae: Can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, ecosystems & environment*, 74(1-3), 343-356.

Sommaggio D, & Burgio G. 2014. The use of Syrphidae as functional bioindicator to compare vineyards with different managements. *Bulletin of Insectology*, 67(1), 147-156.

Stireman III JO, O'Hara JE, & Wood DM. 2006. Tachinidae: Evolution, behavior, and ecology. *Annu. Rev. Entomol.*, 51, 525-555.

Stork NE. 2018. How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth. *Annual review of entomology*, 63(1), 31-45.

Taylor PD, Fahrig L, Henein K, & Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.

Thompson FC, Rotheray GE, Zumbado MA. 2010. Syrphidae (Flower Flies). En: Brown BV, Borkent A, Cumming JM, Wood DM, Woodley NE, Zumbado MA, editores. *Manual of Central American Diptera*. Ottawa, Canada: NRC Research Press. p. 763–792.

Thompson FC, Rotheray GE, Zumbado MA. 2010. Syrphidae (Flower Flies). En: Brown BV, Borkent A, Cumming JM, Wood DM, Woodley NE, Zumbado MA, editores. *Manual of Central American Diptera*. Ottawa, Canada: NRC Research Press. p. 763–792.

Thompson FC, Rotheray GE, Zumbado MA. 2010. Syrphidae (Flower Flies). En: Brown BV, Borkent A, Cumming JM, Wood DM, Woodley NE, Zumbado MA, editores. *Manual of Central American Diptera*. Ottawa, Canada: NRC Research Press. p. 763–792.

Thompson FC, Rotheray GE, Zumbado MA. 2010. Syrphidae (Flower Flies). En: Brown BV, Borkent A, Cumming JM, Wood DM, Woodley NE, Zumbado MA, editores. *Manual of Central American Diptera*. Ottawa, Canada: NRC Research Press. p. 763–792.

Thompson F. 2006. Primer Taller de identificación Syrphidae del Neotrópico. February 21th to 27th 2006.

Thompson FC. 1999. A key to the genera of the flower flies (Diptera: Syrphidae) of the Neotropical Region including descriptions of new genera and species and a glossary of taxonomic terms used. Contributions, Ent. International.

Urbaneja A, Castanera P, Vanaclocha P, Tortosa D, Jaques JA, Calvo J, Ripollés JL, & Abad-Moyano R. 2005. Importancia de los artrópodos depredadores de insectos y ácaros en España. Boletín de sanidad vegetal. Plagas, 31(2), 209-224.

Van der Hammen, T. 1998. Plan ambiental de la Cuenca Alta del río Bogotá (Análisis y orientaciones para el ordenamiento territorial). Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, CAR, Bogotá, Colombia.

Van der Hammen, T. & Andrade G. 2003. Estructura ecológica principal de Colombia, primera aproximación. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá, Colombia

Vásquez-Bardales J, Zárate-Gómez R, Huiñapi-Canaquiri P, Pinedo-Jiménez J, Ramírez-Hernández JJ, Lamas G, & Vela-García P. 2017. Plantas alimenticias de 19 especies de mariposas diurnas (Lepidoptera) en Loreto, Perú. Revista peruana de biología, 24(1), 35-42.

Wiegand T, Revilla E, & Moloney K A. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. Conservation biology, 19(1), 108-121.

Williams NM, Crone EE, T'ai HR, Minckley RL, Packer L, & Potts SG. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. Biological Conservation, 143(10), 2280-2291.

Winfree R, Bartomeus I, & Cariveau DP. 2011. Native pollinators in anthropogenic habitats.
Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 42, 1-22.