

UNIVERSIDAD DE PANAMÁ
VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSTGRADO
MAESTRÍA EN ENTOMOLOGÍA

COMPOSICIÓN DEL ENSAMBLE DE INSECTOS DE DOSEL (ARTHROPODA:
INSECTA) EN CINCO ESPECIES ARBÓREAS DE MATRICES
FORESTALES CON DISTINTOS GRADOS DE HETEROGENEIDAD EN
SARDINILLA, COLÓN, PANAMÁ.

LIC. YUSSEFF AGUIRRE

PANAMÁ, REPÚBLICA DE PANAMÁ

2022

Composición del ensamble de insectos de dosel (Arthropoda: Insecta) en cinco especies arbóreas de matrices forestales con distintos grados de heterogeneidad en Sardinilla, Colón, Panamá.

TESIS

Sometida para optar al título de Maestro en Ciencia con Especialización en Entomología General

VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSTGRADO

Permiso para su publicación y reproducción total o parcial debe ser sometido en la Vicerrectoría de Investigación y Postgrado.

APROBADO

_____ASESOR

_____JURADO

_____JURADO

Dedicatoria

Dedicado a la memoria del Dr. Juan Antonio Bernal Vega.

Agradecimientos

A la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (**SENACYT**), por otorgarme el financiamiento para mis estudios dentro del Programa Centroamericano de Maestría en Entomología.

Al Dr. Héctor Barrios por suministrarme parte de las muestras y brindarme su asesoría y apoyo con material de campo para la realización de este proyecto.

A los revisores los profesores Roberto Cambra y Bruno Zachrisson por su tiempo y dedicación en la corrección del manuscrito.

ÍNDICE GENERAL

1. RESUMEN	1
2. SUMMARY	2
3. INTRODUCCIÓN.....	3
4. OBJETIVO GENERAL.....	5
5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
6. HIPOTESIS	5
7. ANTECEDENTES.....	6
7.1. Plantaciones forestales y la biodiversidad	7
7.2. Deforestación y su impacto en la biodiversidad de insectos	9
7.3. Los insectos, las alteraciones en el hábitat y las plantaciones en los bosques tropicales	11
8. MATERIALES Y MÉTODOS	16
8.1. Área de estudio.....	16
8.1.1. Descripción del Área de estudio: Sardinilla	16
8.1.2. Descripción del Área de estudio: Parque Nacional Soberanía	16
8.2. Especies forestales y tipo de matriz.....	17
8.3 Recolecta de insectos	19
8.4. Identificación taxonómica y separación en morfoespecies	21

8.4.1. Grupos tróficos de insectos	22
8.5. Análisis de datos	23
8.5.1. Riqueza y abundancia.	23
8.5.2. Grupos tróficos de insectos	23
9. RESULTADOS	27
9.1. Generalidades.....	27
9.1.1. Riqueza total de insectos	28
9.1.2. Riqueza por tipo de matriz (B, HD, M).....	29
9.1.3. Riqueza por especie de árbol (AE, CO, HC, LS, TR)	30
9.1.4. Riqueza por especie de árbol por matriz	31
9.2. Abundancia total de insectos	31
9.2.1. Abundancia total de insectos por matriz y especie de árbol	34
9.2.2. Abundancia total de insectos por especie de árbol	34
9.2.3. Abundancia total de insectos para cada especie de árbol dentro de cada matriz.....	36
9.3. Abundancia total por grupos funcionales	38
9.3.1. Abundancia de total de insectos por grupo funcional y matriz.....	38
9.3.2. Abundancia de insectos por grupo funcional y especie de árbol	39
9.3.3. Abundancia por grupo funcional separado por matriz y especie de árbol	39

9.3.3.1. Carroñeros	39
9.3.3.2. Depredadores	40
9.3.3.3. Fungívoros	41
9.3.3.4. Hormigas.....	42
9.3.3.5. Fitófagos	43
9.3.3.6. Detritívoro	43
9.3.3.7. Generalista.....	44
9.3.3.8. Parasitoide	45
9.3.3.9. Savia (Succionadores de savia).....	46
9.3.4. Abundancia dentro de los grupos funcionales por matriz.	46
9.3.4.1. Carroñeros	46
9.3.4.2. Depredadores	48
9.3.4.3. Fungívoros	49
9.3.4.4. Hormigas.....	50
9.3.4.5. Fitófagos	50
9.3.4.6. Detritívoros.....	51
9.3.4.7. Generalistas.....	53
9.3.4.8. Parasitoides	54
9.3.4.9. Savia (Succionadores de savia).....	56

9.3.5. Abundancia dentro de los grupos funcionales por especie de árbol..	56
9.3.5.1. Carroñeros	56
9.3.5.2. Depredadores	58
9.3.5.3. Fungívoros	59
9.3.5.4. Hormigas.....	61
9.3.5.5. Fitófagos	61
9.3.5.6. Detritívoros.....	63
9.3.5.7. Generalistas	64
9.3.5.8. Parasitoides	65
9.3.5.9. Savia (Succionadores de savia).....	67
10. DISCUSIÓN.....	71
10.1. Riqueza de total de insectos	72
10.2. Abundancia total de insectos	73
10.3. Abundancia total por grupos funcionales	75
11. CONCLUSIONES	81
12. BIBLIOGRAFÍA.....	83

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Especies de árboles empleados durante el estudio y sus abreviaturas dentro del documento.....	17
Cuadro 2. Estimadores no paramétricos de riqueza para todo el estudio.	28
Cuadro 3. Estimaciones de riqueza de especies de insectos por tipo de matriz empleando Chao.	29
Cuadro 4. Estimaciones en la riqueza de especies de insectos por especies de árbol utilizando Chao.....	30
Cuadro 5. Riqueza de especies de insectos dentro de cada matriz por especie de árbol utilizando Chao (AE= A. excelsum; CO= C. odorata; HC= H. crepitans; LS= L. seemannii; TR= T. rosea) (B= Bosque; HD= Mixta; M= Monocultivo).	31
Cuadro 6. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos entre especies de árboles.....	35
Cuadro 7. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos entre las especies de árboles mediante cada una de las matrices..	37
Cuadro 8. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos carroñeros para las tres matrices evaluadas.	48
Cuadro 9. Abundancia total de insectos detritívoros para las tres matrices evaluadas.	52
Cuadro 10. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos para las tres matrices evaluadas para el grupo generalistas.....	54

Cuadro 11. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos para las tres matrices evaluadas para el grupo parasitoides.....	55
Cuadro 12. Abundancia total de insectos depredadores en las cinco especies de árboles evaluadas.	59
Cuadro 13. Abundancia total de insectos fungívoros en las cinco especies de árboles evaluadas.	60
Cuadro 14. Abundancia total de insectos detritívoros en las cinco especies de árboles evaluadas.	64
Cuadro 15. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos en las cinco especies de árboles evaluadas para el grupo parasitoides.	66
Cuadro 16. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos en las cinco especies de árboles evaluadas para el grupo savia. ...	68

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Mapa de la elevación relativa de la plantación de Sardinilla. Las subparcelas están marcadas por el tratamiento de diversidad (A para los tratamientos de 6 especies, T par los de 3 especies) o por las iniciales de las especies para el caso de los monocultivos (Luehea seemannii (LS), Cordia alliodora (CA), Anacardium excelsum (AE), Hura crepitans (HC), Cedrela odorata (CO) y Tabebuia rosea (TR))...	18
Fig. 2. Curva de acumulación de especies de insectos durante todo este estudio.	28
Fig. 3. Curvas de acumulación de especies para cada una de las matrices muestreadas durante el proyecto (B= Bosque; HD= Mixta; M= Monocultivo).	29
Fig. 4. Curvas de acumulación de especies de insectos para cada una de las especies de árboles muestreadas durante el proyecto (AE= A. excelsum; CO= C. odorata; HC= H. crepitans; LS= L. seemannii; TR= T. rosea).	30
Fig. 5. Abundancia total de insectos por matriz forestal.	32
Fig. 6. Abundancia total de insectos por especie de árbol.....	32
Fig. 7. Abundancia total de insectos por orden.....	33
Fig. 8. Porcentaje de abundancia total de insectos por grupo funcional trófico. .	33
Fig. 9. Abundancia total de insectos para cada una de las especies de árboles dentro de cada una de las matrices evaluadas.....	34

Fig. 10. Abundancia total de insectos por especie de árbol.....	35
Fig. 11. Abundancia total de insectos por cada una de las matrices en cada especie de árbol evaluada.....	36
Fig. 12. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices por cada grupo funcional trófico.....	38
Fig. 13. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de carroñeros.....	40
Fig. 14. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de depredadores.....	41
Fig. 15. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de fungívoros.	42
Fig. 16. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de hormigas.	42
Fig. 17. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de fitófagos.	43
Fig. 18. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de detritívoros.	44
Fig. 19. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de generalistas.	45
Fig. 20. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de parasitoides.	45
Fig. 21. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árbol para el grupo de savia.	46

Fig. 22. Abundancia total de insectos carroñeros en cada una de las matrices.	47
Fig. 23. Abundancia total de insectos depredadores en cada una de las matrices.	48
Fig. 24. Abundancia total de insectos fungívoros en cada una de las matrices..	49
Fig. 25. Abundancia total de insectos del grupo hormigas en cada una de las matrices.	50
Fig. 26. Abundancia total de insectos fitófagos de cada una de las matrices.....	51
Fig. 27. Abundancia total de insectos detritívoros en cada una de las matrices.	52
Fig. 28. Abundancia total de insectos generalistas en cada una de las matrices.	53
Fig. 29. Abundancia total de insectos parasitoides en cada una de las matrices	55
Fig. 30. Abundancia total de insectos del grupo savia en cada una de las matrices.	56
Fig. 31. Abundancia total de insectos carroñeros en cada una de las especies de árboles.	57
Fig. 32. Abundancia total de insectos depredadores en cada una de las especies de árboles.	58
Fig. 33. Abundancia total de insectos fungívoros en cada una de las especies de árboles.	60
Fig. 34. Abundancia total de insectos del grupo hormigas en cada una de las especies de árboles.	61
Fig. 35. Abundancia total de insectos fitófagos en cada una de las especies de árboles.	62

Fig. 36. Abundancia total de insectos detritívoros en cada una de las especies de árboles.....	63
Fig. 37. Abundancia total de insectos generalistas en cada una de las especies de árboles.....	65
Fig. 38. Abundancia total de insectos parasitoides en cada una de las especies de árboles.....	66
Fig. 39. Gráfico de las variaciones en la abundancia total de insectos de cada una de las especies de árboles para el grupo de savia.....	67
Fig. 40. NMDS empleando la abundancia de Grupos funcionales tróficos vs. cada especie de árbol por matriz.....	68
Fig. 41. NMDS empleando la riqueza de los Grupos funcionales tróficos vs. cada especie de árbol por matriz.....	69
Fig. 42. NMDS empleando la abundancia de ordenes vs. cada especie de árbol por matriz.....	69
Fig. 43. NMDS empleando la riqueza de ordenes vs. cada especie de árbol por matriz.....	70
Fig. 44. Cluster basado en la presencia y ausencia de todas las especies de insectos por especies de árbol y matriz.....	70

1. RESUMEN

Esta investigación tiene la finalidad de conocer el efecto que tiene la composición de las matrices forestales, en este caso parcelas de reforestación de cinco especies maderables nativas sobre los grupos tróficos de insectos en Panamá. Se tomaron muestras de insectos del dosel en árboles de *Cedrela odorata* L., *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertero ex A.DC., *Luehea seemannii* Tr. & Planch., *Anacardium excelsum* L., y *Hura crepitans* L., en parcelas de monocultivo y cultivo mixto de las mismas especies con un período de crecimiento de 15 años durante la temporada lluviosa del 2017. El mismo proceso se realizó en el bosque de P. N. Soberanía en un bosque maduro durante la temporada lluviosa del 2018, empleando el método de nebulización (fogging), durante 5 minutos de aplicación y una hora de acción del insecticida Deltametrina mezclada con diésel en proporción de 1:2. Durante este estudio se recolectó un total de 9,392 individuos los cuales se ubicaron en 657 morfoespecies pertenecientes a 141 familias y 15 órdenes de la clase Insecta, de estos 15 órdenes el más abundante fue el orden Hymenoptera, seguido de Coleoptera y luego Hemiptera. La matriz con mayor abundancia fue la matriz mixta seguida por el bosque y con menor abundancia el monocultivo. La matriz con mayor riqueza de morfoespecies fue la matriz mixta, seguida por el bosque y por último el monocultivo. Dentro de la muestra se diferenciaron 9 grupos tróficos, de los cuales el más abundante fue el grupo hormiga, seguido por los detritívoros y los fitófagos. Mientras que el grupo trófico con mayor riqueza fue parasitoides con 120 morfoespecies y los de menor riqueza fueron los carroñeros y generalistas con 30 morfoespecies. De los estadísticos realizados para este estudio se obtuvo que el tipo de matriz forestal, así como las especies de árboles que las conforman ejercen efecto sobre los grupos tróficos de insectos en distintas escalas, algunos grupos son afectados principalmente por la matriz, mientras que otros son afectados por la especie de árbol. Por lo cual, se concluye que la composición forestal de un bosque influye directamente sobre los diferentes grupos funcionales de insectos que habitan en las matrices forestales.

2. SUMMARY

This research has the purpose of knowing the effect of the composition of the forest matrices, in this case reforestation plots of five native timber species on the trophic groups of insects in Panama. Canopy insect samples were taken from *Cedrela odorata* L., *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertero ex A.DC., *Luehea seemannii* Tr. & Planch., *Anacardium excelsum* L., and *Hura crepitans* L., in monoculture plots and mixed cultivation of the same species with a growth period of 15 years during the rainy season of 2017, the same process was carried out in the forest of PN Soberanía in a mature forest during the rainy season of 2018, using the fogging method, for 5 minutes of application and one hour of action of the Deltamethrin insecticide mixed with diesel in a 1:2 ratio. During this study, a total of 9,392 individuals were collected, which were located in 657 morphospecies belonging to 141 families and 15 orders of the Insecta class, of these 15 orders the most abundant was the order Hymenoptera, followed by Coleoptera and then Hemiptera. The matrix with the highest abundance was the mixed matrix followed by the forest and with less abundance the monoculture. The matrix with the greatest richness of morphospecies was the mixed matrix, followed by the forest and finally the monoculture. Within the sample, 9 trophic groups were differentiated, of which the most abundant was the ant group, followed by detritivores and phytophagous. While the richest trophic group was parasitoids with 120 morphospecies and the least rich were scavengers and generalists with 30 morphospecies. From the statistics carried out for this study, it was obtained that the type of forest matrix, as well as the tree species that make it up, exert an effect on the trophic groups of insects at different scales, some groups are mainly affected by the matrix, while others are affected by the tree species. Therefore, it is concluded that the forest composition of a forest directly influences the different functional groups of insects that inhabit the forest matrix.

3. INTRODUCCIÓN

En las regiones tropicales la adaptabilidad de organismos como los insectos se ve influenciada en gran parte por la composición heterogénea de los hábitats que se ven representados (Santos et al. 2009). En estos hábitats de manera contraria a los cambios de la estratificación altitudinal, la estratificación vertical representa más bien la distribución de los insectos a lo largo de este plano (Basset et al. 2003).

El dosel de un árbol es una estructura compleja, que proporciona el ambiente necesario para que muchas especies de insectos encuentren las condiciones necesarias para su desarrollo y proliferación; la interacción de estructuras (hojas, ramas, plantas epifitas, trepadoras, musgos, etc.) constituyen un complejo hábitat con gran diversidad de insectos (Diodato & Fuster 2016). Esta diversidad no refleja necesariamente los cambios en la composición de las especies, ni la función que desempeñan dentro del ecosistema; es por esta razón que algunas investigaciones, se enfocan en el estudio de los grupos funcionales de insectos como una medida para evaluar los efectos de la pérdida de hábitat y fragmentación en sus comunidades (Schmidt & Roland 2006).

La deforestación y pérdida de hábitat, hace propicia la aparición de nuevas fronteras entre los remanentes del bosque natural y la vegetación circundante, creando interacciones entre estas zonas que no solo involucran a las especies vegetales, sino que también producen cambios en la composición

de las comunidades de insectos que interactúan dentro y en los alrededores (Mercado 2011).

La variación en la especificidad de la planta huésped y la riqueza de especies de insectos podrían ser esenciales para contribuir al conocimiento sobre la magnitud de la riqueza de especies, así como la estructura y dinámica de las poblaciones de insectos (Odegaard 2006).

Sin embargo, la dinámica estacional de las especies de insectos tropicales es una de las áreas menos exploradas en lo que respecta a su ecología (Denlinger 1980; Wolda 1988; Grimbacher & Stork 2009b).

Los estudios sobre la dinámica estacional intra e interanual de múltiples especies de insectos, son importantes porque proveen un conocimiento básico de estos procesos ecológicos dentro de los bosques tropicales (Wolda 1979; Grimbacher & Stork 2009b).

Considerando que más de la mitad de las especies biológicas descritas en el planeta son insectos, este grupo es de gran importancia para entender patrones en procesos de diversificación biológica (De Vries et al 1997).

El aumento del conocimiento en el área de la diversidad es importante para la conservación y el desarrollo de estrategias para la selección óptima de áreas protegidas (Novotny & Weiblen 2005).

Cualquier estudio centrado en los patrones estacionales de los insectos en los bosques tropicales, es una contribución al conocimiento (Wolda 1988). Sin embargo, pocos estudios se enfocan en la estacionalidad como el realizado en los coleópteros del bosque tropical en Australia (Grimbacher & Stork 2009a).

En este trabajo se tuvo como objetivo determinar el impacto de la variación en composición vegetal sobre las comunidades y grupos tróficos de insectos que habitan en el dosel del bosque tropical maduro y plantaciones de árboles nativos.

4. OBJETIVO GENERAL

- Determinar el impacto del tipo de matriz de vegetación sobre la abundancia de grupos tróficos de insectos en Sardinilla, Colón y el Parque Nacional Soberanía, Panamá.

5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la abundancia y diversidad de grupos tróficos de insectos asociados a monocultivo, cultivo mixto de árboles nativos y bosque natural.
- Comparar la abundancia y diversidad de grupos tróficos de insectos entre los 3 tipos de matrices de vegetación (monocultivo, cultivo mixto y bosque natural).

6. HIPOTESIS

Ho: El tipo de matriz de vegetación no afecta la composición y abundancia de grupos tróficos de insectos.

Ha: El tipo de matriz de vegetación afecta la composición y abundancia de grupos tróficos de insectos.

7. ANTECEDENTES

El bosque tropical está siendo rápidamente sustituido con áreas urbanas y agrícolas a través de Latinoamérica, siendo principalmente transformadas en cultivos extensivos o zonas de pastoreo (FAO 2016). Para contrarrestar estos cambios en la cobertura vegetal, las áreas agrícolas abandonadas son a menudo reforestadas. Sin embargo, estas plantaciones forestales no son la mejor opción para la recuperación de la diversidad, especialmente si en estas se emplean monocultivos o especies introducidas (Wormald 1992).

Por otra parte, hay evidencias de que en plantaciones forestales con diversas especies nativas pueden tener un efecto positivo en la biodiversidad local, así como representar un hábitat ideal para el desarrollo de especies nativas de insectos (Brockhoff et al. 2008).

Estudios realizados han determinado las posibles consecuencias de la pérdida de hábitat sobre la entomofauna. En algunos estudios se ha optado por el uso de grupos funcionales en lugar de las taxa de forma individual, puesto que las medidas de diversidad no reflejan necesariamente los cambios en la composición de las especies y la función que cumplen estos en el ecosistema (Schmidt & Roland, 2006).

7.1. Plantaciones forestales y la biodiversidad

Actualmente la deforestación global representa un riesgo y una presión constante para la diversidad asociada a los entornos amenazados y los servicios que estos ecosistemas proporcionan, como almacenar carbono y evitar la degradación de los suelos (FAO 2010; Mateo-Vega et al. 2019).

De acuerdo con la FAO 2009, el uso de tierras para el establecimiento de cultivos y zonas de pastoreo ha sido identificado como uno de los mayores precursores de la deforestación dentro de América Latina.

Es imperante impulsar iniciativas que permitan integrar los paisajes agrícolas con un entorno que busque restaurar la funcionalidad ecológica y la biodiversidad, como serían las plantaciones silvopastorales en donde se mezclan las plantaciones de árboles maderables y pastizales (Dagang & Nair 2003; Lamb et al. 2005) o la creación de parches de bosques dentro de zonas de cultivo.

Iniciativas de este tipo permiten ofrecer también otros beneficios y puntos de vista a los dueños de las zonas de cultivo, facilitan la conectividad del paisaje agroforestal, incrementando la biodiversidad en el entorno y proveyendo recursos y refugio para las especies de plantas y animales (Harvey et al. 2006).

Las zonas de bosques sembrados han aumentado en gran medida globalmente desde los años 2005 al 2010. Estas zonas aumentaron aproximadamente 5 millones de hectáreas por año, representando

aproximadamente un 7% del total del área forestal actual. En Panamá el bosque plantado ha aumentado desde la década de los noventa, manteniéndose actualmente cerca del 50% de la zona boscosa y reduciendo el índice de deforestación (FAO 2010).

En Panamá un monocultivo cuyo uso se ha extendido desde los años noventa es el Teca (*Tectona grandis*), y a pesar de adaptarse muy bien trae implicaciones como la erosión y la reducción de la calidad del suelo (Wishnie et al. 2007).

Tomando todo esto desde un punto de vista más amplio, la proliferación de monocultivos de especies forestales exóticas puede estar representando una amenaza para la biodiversidad de los entornos locales (Healey & Gara 2003).

Por otro lado, a medida que aumentan los estudios ecológicos que involucran la diversidad de plantas dentro de los ecosistemas se hace mucho más evidente la importancia de como esté compuesta la vegetación en un bosque, ya que la misma trae consigo beneficios funcionales, estabilidad para los ecosistemas y los ciclos biogeoquímicos (Loreau et al. 2001).

La comparación entre monocultivos y plantaciones mixtas presentan interacciones favorables entre las especies que se encuentran dentro de estos sistemas de cultivo, como lo podría ser la reducción en la competencia por ciertos recursos (Plath et al. 2011), y por otro lado también estas mezclas de especies vegetales podrían mejorar la conservación de la biodiversidad de

insectos y otros animales (Hartley 2002).

Actualmente existen evidencias de que las plantaciones forestales por sí mismas representan hábitats que llegarían a ser invaluable, sin llegar a ser comparables directamente con la diversidad de insectos existente en los bosques naturales (Brockhoff et al. 2008).

7.2. Deforestación y su impacto en la biodiversidad de insectos

Los bosques tropicales están siendo constantemente amenazados por la fragmentación y la tala indiscriminada por parte de la mano del hombre, lo cual ocasiona la pérdida de hábitats y la extinción constante de especies de insectos (Butler & Laurence 2008). En las regiones tropicales cerca de un 70% de las tierras son empleadas para la agricultura, el pastoreo y algunas otras actividades propias del avance humano (Perfecto & Vandermeer 2008).

Existen grandes efectos negativos para la biodiversidad en las zonas naturales debido a la pérdida de hábitat como lo es la reducción de la cadena trófica, afectando las interacciones entre las especies de insectos que habitan estas áreas y se reduciendo la cantidad de insectos especialistas (Fahrig 2003).

Otra de las consecuencias acarreadas por la deforestación involucra la aparición de bordes entre los parches remanentes del bosque y las zonas alteradas, creando cambios en los hábitats existentes e introduciendo alteraciones ecológicas y cambios físicos que pueden afectar a las comunidades de organismos previamente establecidos en una zona determinada (Davies et al.

2001).

También existen factores que intervienen en la cantidad de especies de un área específica ejerciendo sus efectos en diferentes escalas espaciales, condicionando principalmente el flujo de organismos y su conectividad. Sin embargo dentro de un mismo parche los procesos que afectan la riqueza de organismos son la fluctuación poblacional y la competencia por los recursos existentes, mientras que en la escala de cómo está compuesto el paisaje, la heterogeneidad del mismo es lo que influye sobre los procesos ecológicos (Yaacobi, Ziv & Rosenzweig 2007).

Ha sido comprobado que los insectos son altamente susceptibles a la pérdida del hábitat, causado mayormente por la fragmentación del paisaje. Dentro de los efectos negativos sobre la fauna de insectos se presentan los cambios en la abundancia y riqueza (Didham, Ghazoul, Stork & Davis 1996).

Los cambios biológicos directos están sujetos a los cambios físicos que presenta el ambiente y se evidencian en la abundancia de las especies de insectos y su distribución (Murcia 1995).

También existen efectos biológicos indirectos que actúan específicamente sobre las interacciones de las especies de insectos y sus funciones dentro del ecosistema como lo son el parasitismo, la depredación y la polinización (Ewers & Didham 2006).

7.3. Los insectos, las alteraciones en el hábitat y las plantaciones en los bosques tropicales

La diversidad en los bosques tropicales está representada principalmente por el grupo de los artrópodos y dentro de estos por los insectos (Hamilton et al. 2013).

Muchos estudios demuestran gran pérdida de la biodiversidad para los insectos si comparamos los bosques sembrados con respecto a un bosque natural, sin embargo, en otros casos podría suscitarse lo contrario (Brockerhoff et al. 2008, Speight et al. 2003).

Estas situaciones entre casos de estudio son confusas siendo influenciadas no solo por la estructura de un bosque conservado o las plantaciones forestales, sino también por la época y el periodo de muestreo.

La ecología de los grupos de insectos y su rol funcional dentro del entorno hace claro que son muchos los factores que toman un papel relevante al inferir sobre la diversidad y abundancia de insectos (Basset et al. 2016).

Las alteraciones en el hábitat ya sean naturales o de origen antropogénico terminan siendo las responsables de la fragmentación del bosque, lo que afecta seriamente la estructura vegetal y la composición de insectos entre otros grupos (Speight et al. 2003).

En Puerto Rico Schowalter & Ganio (1999), confirmaron como un evento natural como un huracán influye en la fragmentación del bosque y propicia

cambios en un hábitat.

7.4. Matrices forestales

La matriz condiciona de cierta forma la abundancia de estructuras y recursos tróficos disponibles para las especies que en ellas habiten e incluso para las especies que sean transitorias (Passamani & Ribeiro 2009).

La fragmentación de los bosques por la mano del hombre deja a su paso innumerables situaciones a las que la fauna debe sobreponerse y aprovechar la vegetación remanente, ya sean islas o franjas.

Las especies forestales que componen la vegetación que se encuentra en los remanentes juegan un papel importante dentro de la matriz. Esta matriz podría influir sobre las interacciones de los grupos de insectos que habitan dentro de ella.

La influencia de la matriz está también representada por la edad o etapa de crecimiento de la vegetación presente, puesto que de esta condición dependerán los organismos que en ella habiten.

Por ejemplo, los organismos adaptados a la vida en pastizales y zonas abiertas no se encontrarían dentro de entramados de vegetación como los que están presentes en un bosque secundario o primario, creándose de esta manera filtros que podrían limitar el flujo y las interacciones de un tipo de matriz a otro.

Las variaciones en la vegetación que compone los parches o remanentes,

actúan como mosaicos heterogéneos que influyen en la dispersión y la migración de los organismos que habitan en cada una de estas matrices (Santos-Filho et al. 2012).

7.5. Grupos tróficos

Según Root (1967), un gremio o grupo podría definirse como un conjunto de especies las cuales convergen en la explotación de recursos similares en su entorno. Empleándose este término o esta definición se podrían crear grupos basados en el significativo solapamiento que presentan en los requerimientos que tienen dentro de su nicho (Root 1967).

La clasificación funcional de los organismos en grupos tróficos ha sido empleada desde Salt (1953, 1957) y Turpaeva (1957), para análisis comparativos de las comunidades naturales. En la literatura ecológica, referente a los insectos, también se ha aplicado para el estudio de las propiedades dinámicas y funcionales de los ecosistemas (Gauzens et al. 2015).

La existencia de muchos estudios sobre competición interespecífica basados principalmente en las proximidades taxonómicas de las especies que estén en cuestión hace de este un factor importante y que se debe ser considerado.

Además, existen otros detalles que pueden influir en estas evaluaciones, como son los requerimientos que tengan esas especies dentro del nicho que comparten y las interacciones que se produzcan con organismos de un grupo taxonómico distinto.

En ese aspecto la definición de un grupo funcional o un grupo trófico sería relevante para complementar los análisis (Root 1967, 1973, Grimbacher & Stork, 2009b, Lassau et al. 2005, Pompeo et al. 2017).

Las asignaciones de los artrópodos a grupos tróficos específicos siempre han sido cuestionables y generan ciertos problemas para algunos autores, puesto que son múltiples las características que podrían tomarse para designar la pertenencia a determinado grupo (Stork 1987).

Estudios que fueron pioneros en la definición de grupos funcionales o grupos tróficos dentro de los artrópodos, fueron los realizados por Southwood et al. (1982) y Moran & Southwood (1982) en los cuales se estableció una tabla con los siguientes grupos tróficos: fitófagos, fauna epifita, fauna carroñera, depredadores, parasitoides, hormigas y turistas.

Dentro de Moran & Southwood (1982) los fitófagos fueron subdivididos en masticadores (chewers) y succionadores de savia (sap-suckers), esto debido a las interacciones de estos grupos dentro de sus análisis.

Otro estudio que propuso una clasificación similar a la de Moran y Southwood, pero basándose en su punto de vista para la formación de los grupos tróficos fue Stork (1987), dividiendo los insectos en grupos tróficos como: fitófagos masticadores, fitófagos succionadores de savia, herbívoros epifitos, carroñeros, insectos depredadores, parasitoides, hormigas y turistas.

Actualmente, muchos estudios que implican el uso de grupos tróficos se basan

en estos autores (Southwood et al. 1982; Moran & Southwood 1982; Stork 1987) o en otros estudios que han usado como guía a los mismos, por ejemplo: Stork & Grimbacher (2006), Basset et al. (2012).

Finalmente esta investigación pretende generar nuevos conocimientos sobre el efecto de las matrices en la estructura de la comunidad y de los grupos tróficos de insectos estudiados. Esperamos que la información generada sea utilizada para la creación de modelos predictivos de cambio comunitario en insectos.

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1. Área de estudio

8.1.1. Descripción del Área de estudio:

Sardinilla

Las parcelas experimentales con las especies muestreadas se encontraban ubicadas en la comunidad de Sardinilla, corregimiento de Salamanca, Buena Vista, Provincia de Colón, República de Panamá. Las localidades evaluadas se encontraban en los 9°19' 30" de latitud N y 79° 38' 00" de longitud O, aproximadamente a unos 20 km de la isla de Barro Colorado. La altura máxima fue de 80 metros y la mínima de 64 metros; con una temperatura que oscilaba entre 26°C a 30°C.

El bosque que se encontraba en este sitio fue cortado durante el año 1953, cultivado por dos a tres años y posteriormente fue utilizado para la ganadería durante un período de 46 años.

Posteriormente en el 2001 se estableció un proyecto de reforestación utilizando seis especies de árboles nativos (*Cedrela odorata* L., *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertero ex A.DC., *Luehea seemannii* Tr. & Planch., *Anacardium excelsum* L., y *Hura crepitans* L).

Parque Nacional Soberanía

El Parque Nacional Soberanía está situado a lo largo de la ribera este del Canal de Panamá, ocupando las provincias de Panamá y Colón y es una de las

áreas protegidas del país de más fácil acceso, ubicada a 25 kilómetros de la ciudad de Panamá, con una extensión de 19,545 ha. El mismo presenta una temperatura anual promedio de 27°C y una precipitación media de 2,000 milímetros al año. Su superficie está cubierta por bosque tropical húmedo y forma parte del corredor biológico de áreas protegidas de la zona este del canal.

8.2. Especies forestales encontradas en las matrices evaluadas

En Sardinilla de Colón había disponibles 24 parcelas forestales: Seis parcelas de seis especies y seis parcelas de tres especies, así como 12 parcelas de monocultivos (dos parcelas por especie). Las parcelas de monocultivos presentaron una especie de árbol, y las parcelas de alta diversidad mezclaban las seis especies de árboles nativos. Las especies de árboles nativos utilizadas fueron: *Cedrela odorata* L., *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertero ex A.DC., *Luehea seemannii* Tr. & Planch., *Anacardium excelsum* L., y *Hura crepitans* L.

Cuadro 1. Especies de árboles empleados durante el estudio y sus abreviaturas dentro del documento.

Nombre Científico	Abreviatura
<i>Cedrela odorata</i>	CO
<i>Tabebuia rosea</i>	TR
<i>Luehea seemannii</i>	LS
<i>Anacardium excelsum</i>	AE
<i>Hura crepitans</i>	HC

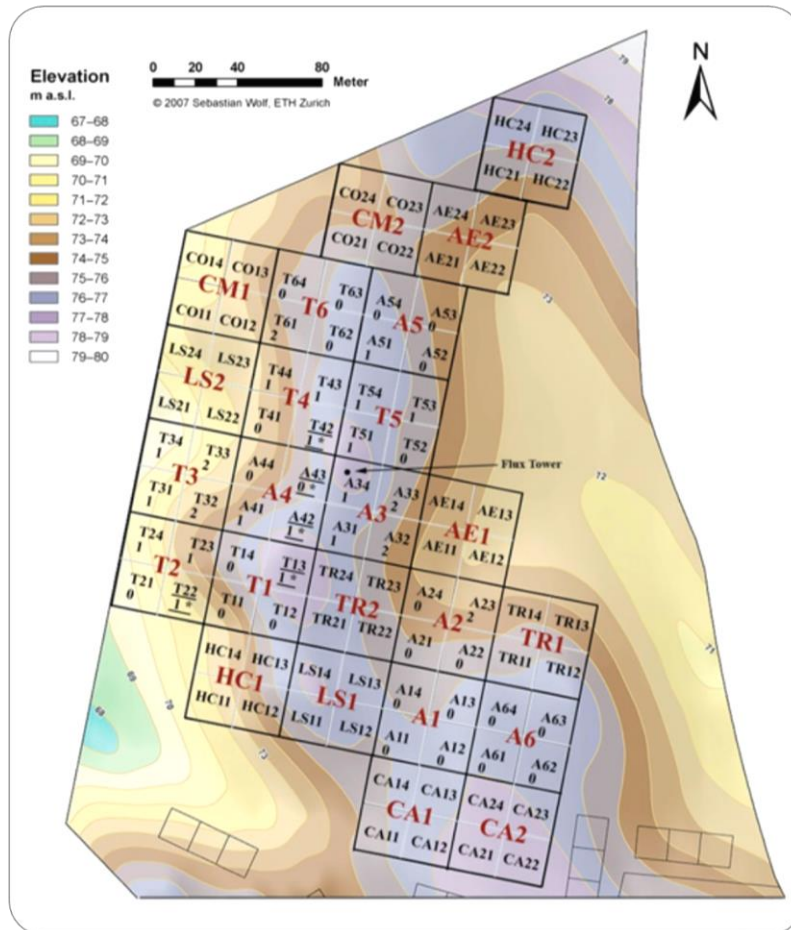


Fig. 1. Mapa de las parcelas dentro de la plantación de Sardinilla, Colón, Colón. Las subparcelas están marcadas por el tratamiento de diversidad (A para los tratamientos de 6 especies de árboles, T par los de 3 especies de árboles) o por las iniciales de las especies para el caso de los monocultivos (*Luehea seemannii* (LS), *Cordia alliodora* (CA), *Anacardium excelsum* (AE), *Hura crepitans* (HC), *Cedrela odorata* (CO) y *Tabebuia rosea* (TR)).

Los muestreos se realizaron tomando dos ejemplares de cada especie forestal dentro de dos tipos de parcela (monocultivo y mixta) (ver Fig.1).

Tipos de Matrices Vegetales. Dependiendo del tipo de parcela en la que crecían las especies arbóreas de interés, las mismas se designaron como tipo

de matriz. Siendo así, que las parcelas de una sola especie fueran matrices de monocultivo y por otro lado las parcelas que incluyeran a todas las especies de árboles nativos de interés fueran la matriz mixta. La matriz vegetal denominada Bosque hace referencia al bosque del Parque Nacional Soberanía en donde se ubicaron todas las especies forestales que existían en las parcelas (*Cedrela odorata* L., *Tabebuia rosea* (Bertol.) Bertero ex A.DC., *Luehea seemannii* Tr. & Planch., *Anacardium excelsum* L., y *Hura crepitans* L.) en asociación con la vegetación correspondiente a un bosque tropical de tierras bajas.

8.3 Recolecta de insectos

Para la recolecta de los insectos adultos del dosel se seleccionaron dos árboles de cada una de las especies forestales mencionadas anteriormente, tomando en cuenta el tipo de matriz en la que se encontraban. El período de recolecta se realizó entre el mes de septiembre y el mes de agosto del año 2017. El muestreo de insectos se realizó de la siguiente manera: dos árboles de *C. odorata*, dos árboles de *H. crepitans*, dos árboles de *A. excelsum*, dos árboles de *T. rosea* y dos árboles de *L. seemannii* en cada matriz.

Los muestreos se realizaron utilizando el método de termo-nebulización (fogging) utilizando una termo-nebulizadora (Golden Eagle, Electric Start XL, Modelo: 2610E, Serie 3) y empleando el insecticida K-Othrine 25 EC (Deltametrina), mezclado en una solución de 1 parte de insecticida por 2 de diésel. La aplicación se realizó a primeras horas de la mañana (7:00 – 9:00 AM)

en un día soleado, elevando la termo-nebulizadora mediante el uso de poleas y cuerdas para que el insecticida nebulizado actuara lo más cerca del dosel. El período de nebulización estimado fue de cinco minutos y dejando actuar el insecticida por espacio de una hora.

Los especímenes fueron recolectados sobre cuatro láminas de plástico de 1 m² colocadas al azar bajo los árboles sobre soportes para trampas de hojarasca contruidos a base de PVC (en Sardinilla) y una base de alambre (en Soberanía). Las láminas de plástico en Soberanía fueron elevadas sobre el sotobosque para prevenir la caída de insectos asociados a este. Cada una de estas laminas fue considerada una muestra obteniéndose entonces cuatro muestras de cada especie forestal y totalizando ocho muestras por especie forestal según la matriz en la que se encontraban. Para este estudio se muestrearon un total de 30 árboles (diez en monocultivo, diez en mixta y diez en bosque), de estas se obtuvieron un total de 120 muestras (dos árboles por especie, cuatro muestras por árbol, tres matrices).

Los insectos muertos que se encontraban en las láminas debajo de los árboles, fueron recolectados empleando pinceles y aspiradores para extraer completamente la muestra y fueron colocados en envases de plástico con alcohol al 95% y debidamente rotulados con los datos de colecta.

La recolecta se realizó durante el año 2017, aproximadamente 16 años luego del establecimiento de las plantaciones en Sardinilla, teniendo las

especies forestales muestreadas una altura entre los 20 a 25 metros, y un diámetro entre los 22 a 41 centímetros a una altura de 150 centímetros del suelo. La altura de los árboles se determinó con un Hipsómetro Haglöf Vertex IV 60° (Marca Forestry Suppliers). El diámetro fue medido con una cinta diamétrica de cinco metros (Marca Forestry Suppliers). Durante el muestreo realizado en el Parque Nacional Soberanía (matriz bosque) los árboles fueron seleccionados al azar en diferentes puntos del parque, puesto que los especímenes de las diferentes especies forestales de interés estaban distribuidos dentro del bosque.

Las especies forestales dentro de Soberanía presentaban un crecimiento considerable, algunos dependiendo de la especie con más de 30 m de altura con diámetros superiores a los 100 cm en algunos casos.

8.4. Identificación taxonómica y separación en morfoespecies

Los especímenes fueron identificados en las instalaciones del Programa Centroamericano de Maestría en Entomología de la Universidad de Panamá y el Museo de Peces de Agua Dulce e Invertebrados de la Universidad Autónoma de Chiriquí.

Se emplearon las claves de: **Hemiptera**: Dietrich (2013); Rengifo-Correa & González (2011); Bartlett, Adams & Gonzon (2011); Zenner, Stöckmann & Niedringhaus (2005); Dietrich (2005); DeCoursey (1971); **Hymenoptera**: Fernandez & Sharkie (2006); Fernández (2003); Jaffé (1993); Gauld & Bolton (1988); Goulet & Huber (1993); **Psocoptera**: Smithers (1990); **Coleoptera**: Coto-

Alfaro (1998); Navarrete-Heredia et al, (2002); **Thysanoptera**: Soto-Rodríguez, Rodríguez-Arrieta, González Muñoz, Cambero-Campos, & Retana-Salazar (2017); **Otros ordenes**: Triplehorn, Borror & Johnson (2005); esto con la finalidad de realizar las identificaciones de los órdenes y/o familias respectivamente.

8.4.1. Grupos tróficos de insectos

Para lograr una ubicación precisa de los insectos dentro de un grupo trófico se emplearon las tablas encontradas en Moran & Southwood (1982); Stork (1987); Didham et al. (1998); Susilo et al. (2009); Buschke & Seaman (2011); Basset et al (2012); Lamarre et al. (2015), Damascena et al. (2017).

Se empleó literatura como Triplehorn, Borror & Johnson 2005, para consultar la biología, la dieta y la estructura del aparato bucal de algunas de las familias de los insectos recolectadas y así facilitar su ubicación en un determinado grupo trófico.

Los nombres asignados para los grupos tróficos utilizados dentro de este estudio fueron: carroñeros, depredadores, fungívoros, hormigas, fitófagos, detritívoros, generalistas, parasitoides y savia.

Las publicaciones mencionadas anteriormente consideraron a las hormigas consideraron a las hormigas como un grupo funcional independiente, debido a que son insectos sociales. A partir de esta consideración se les dio un trato similar al momento de realizar los análisis.

8.5. Análisis de datos

8.5.1. Riqueza y abundancia.

Los datos experimentales que incluían el número de ejemplares, separados en los diferentes taxa, se ingresaron en una base de datos realizada en Microsoft Excel, a partir de la cual se elaboró una matriz con la abundancia de las morfoespecies obtenidas durante cada uno de los muestreos. Se elaboraron tablas, gráficos lineales y gráficos de barras para representar la riqueza y abundancia de especies dentro de los distintos tipos de matriz que fueron evaluados.

También se calculó la riqueza total esperada para este estudio utilizando estimadores no paramétricos como Chao, Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap.

8.5.2. Grupos tróficos de insectos

Se calcularon y representaron en gráficas de barras, las proporciones de abundancia por cada grupo funcional de insectos dentro de cada orden y cada tipo de matriz por cada una de las especies de forestales utilizadas.

Los datos de abundancia fueron transformados utilizando logaritmo para lograr que siguieran una distribución normal y así utilizar pruebas paramétricas con la finalidad de evaluar las diferencias en la abundancia de insectos entre las matrices de crecimiento. Una vez transformados los datos se le realizó la prueba

de normalidad de Shapiro-Wilk ($p= 0.5716$), para corroborar que los datos transformados se adaptaran a una distribución normal.

Para definir si existían diferencias en la abundancia de individuos entre las matrices de crecimiento se realizó una ANOVA de dos vías.

Por otro lado, para corroborar estadísticamente la existencia de diferencia en la abundancia total de insectos por especie forestal se realizó una ANOVA de una vía. Una vez establecida la existencia de la diferencia en abundancia entre las especies de árboles se realizó una prueba t con corrección de Bonferroni para observar entre que especies forestales se dio esta diferencia en la abundancia total de insectos.

También para comprobar la existencia de diferencia entre la abundancia de insectos por especie de árbol con relación a la matriz de crecimiento, se realizó una ANOVA de una vía y posteriormente una prueba t con corrección de Bonferroni para ubicar correctamente las diferencias.

Para evaluar si existía alguna diferencia en la abundancia de insectos dependiendo de los grupos funcionales establecidos y la matriz en la que se encontraban, se realizó una ANOVA de dos vías.

Empleando una ANOVA de dos vías también se determinó la diferencia en la abundancia de insectos por grupo funcional y por especie de árbol, la misma prueba se aplicó para evaluar diferencias en la de abundancia de

insectos de cada uno de los grupos funcionales por separado, pero tomando en cuenta la matriz y la especie forestal en conjunto.

Luego se buscó evaluar la abundancia de cada grupo funcional por separado versus la matriz y luego versus la especie forestal se transformaron los datos, pero al realizar la prueba de normalidad resultó que los datos no se lograron normalizar (Shapiro con $p < 0.05$), entonces se empleó una prueba de Kruskal-Wallis para determinar la presencia de diferencias significativas. Posteriormente para ver entre cuáles matrices y entre cuales especies forestales existió diferencia, se utilizó una prueba de suma de rangos de Wilcoxon con corrección de Bonferroni para hacer las comparaciones obteniéndose resultados significativos para algunos de los grupos funcionales.

Así mismo mediante el programa R versión 3.5.3 – 2019 paquete VEGAN- (R Development Core Team, 2012), se efectuó un análisis de ordenación denominado por sus siglas en ingles NMDS (Non-parametric Multidimensional Scaling), comparando las matrices evaluadas con los grupos funcionales establecidos.

El NMDS es una técnica de análisis multivariada que analiza la configuración de las muestras en el espacio de ordenación para que las distancias entre las muestras correspondan a las disimilitudes en la composición de especies (Leps & Smilauer 1999).

Para complementar el análisis de ordenación, también utilizando el paquete VEGAN del programa R, se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico con una matriz de similitud, empleando el índice de Morisita-Horn y el método de varianza mínima (Ward).

Los análisis de agrupamiento se organizan de acuerdo a los meses, sitios y/o tratamientos proporcionando la similitud en la composición de especies de las variables citadas.

9. RESULTADOS

9.1. Generalidades

El total de individuos recolectados en las 120 muestras fue de 9,392, los cuales se distribuyeron 657 morfoespecies, agrupadas en 141 familias y 15 órdenes.

De los 9,392 individuos recolectados 6,895 fueron de las muestras de Sardinilla y 2,497 de las muestras de Soberanía. De igual forma en Sardinilla se registraron 466 morfoespecies, mientras que en Soberanía se registraron un total de 334 morfoespecies, ambos sitios compartieron entre sí solo 143 morfoespecies.

En la matriz de monocultivo se contabilizaron 2,695 individuos, en la matriz de mixta un total de 4,200 individuos y para la matriz de bosque un total de 2,497 individuos. De igual forma se registraron 250 morfoespecies para monocultivo, 337 morfoespecies para la matriz mixta y 334 morfoespecies para el bosque.

De estas morfoespecies 121 eran compartidas entre la matriz de monocultivo y la matriz mixta, 117 morfoespecies entre la matriz mixta y bosque y solo 87 morfoespecies entre la matriz de monocultivo y el bosque (Cuadro 3.).

9.1.1. Riqueza total de insectos

Los resultados obtenidos empleando los estimadores de riqueza no paramétricos se muestran en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Estimadores no paramétricos de riqueza para todo el estudio.

# Total de morfoespecies	Chao	Jacknife 1	Jacknife 2	Bootstrap
657	1058	986	1180	800

Se efectuó una curva de acumulación de especies para observar el incremento en la riqueza de especies para este estudio, tomando en cuenta el número de individuos recolectados (Fig. 2.).

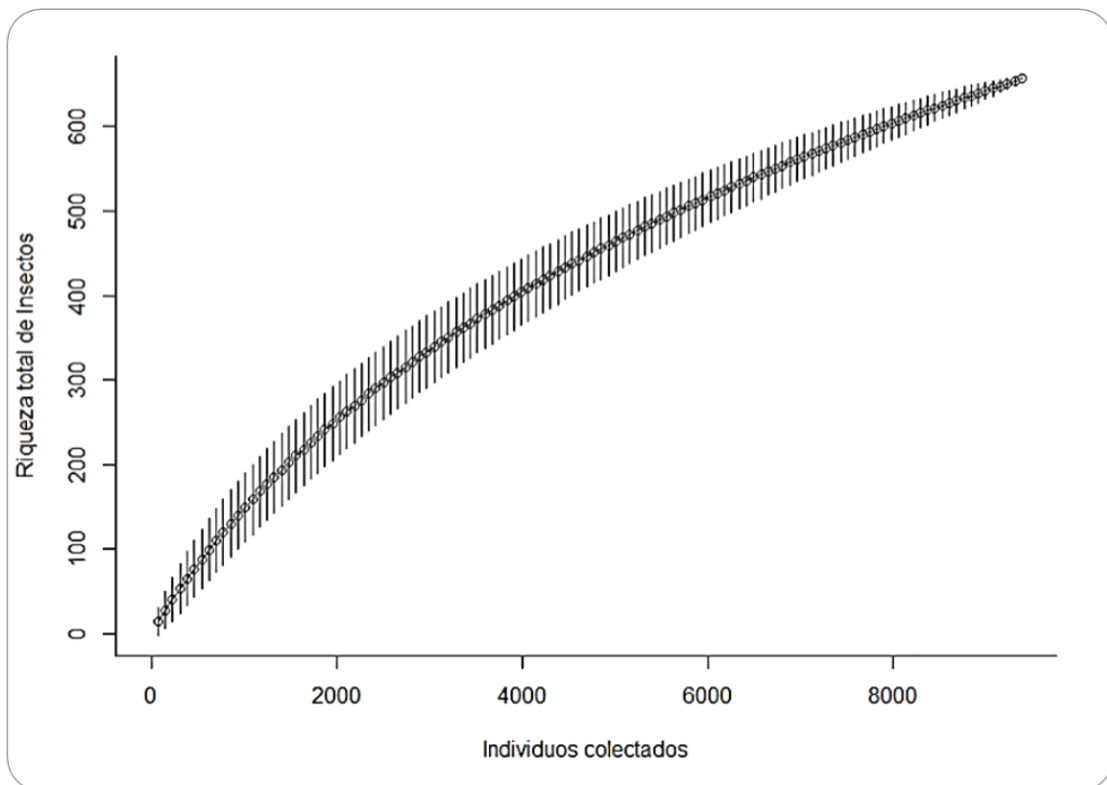


Fig. 2. Curva de acumulación de especies de insectos durante todo este estudio.

9.1.2. Riqueza por tipo de matriz (B, HD, M)

Las estimaciones de la riqueza de especies de insectos para cada uno de los tipos de matriz utilizando Chao se muestran en el cuadro 3. También se realizaron curvas de acumulación de especies para cada uno de los tipos de matriz (Fig. 3).

Cuadro 3. Estimaciones de riqueza de especies de insectos por tipo de matriz empleando Chao.

Tipo de matriz	# de especies observadas	# de especies estimadas (Chao)
Bosque	334	710
Mixta	337	827
Monocultivo	250	418

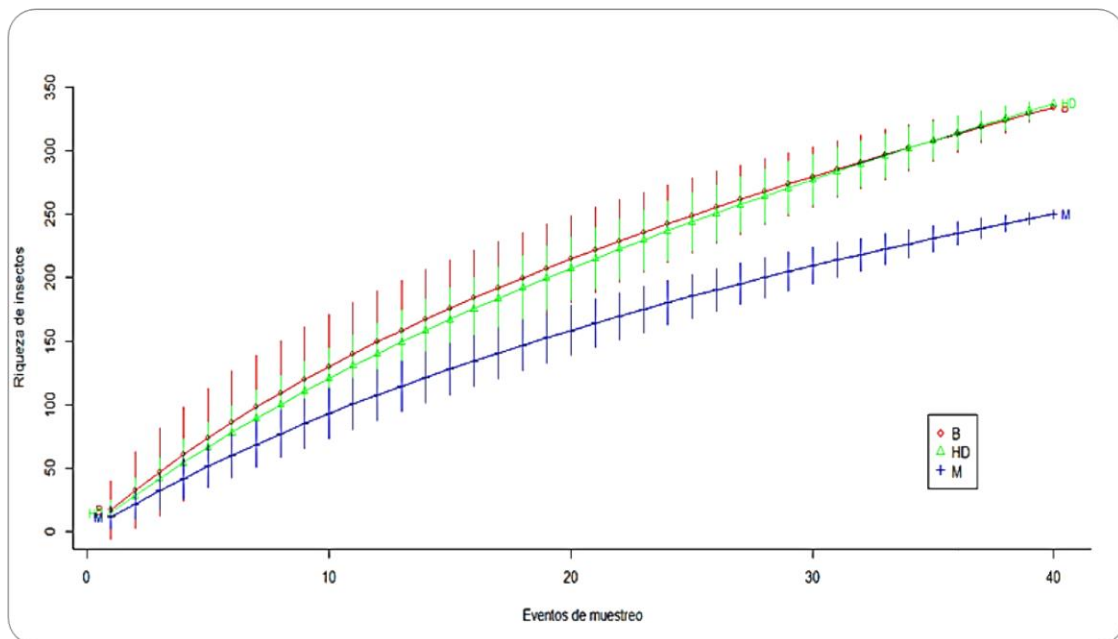


Fig. 3. Curvas de acumulación de especies para cada una de las matrices muestreadas durante el proyecto (B= Bosque; HD= Mixta; M= Monocultivo).

9.1.3. Riqueza por especie de árbol (AE, CO, HC, LS, TR)

Se realizaron estimaciones de la riqueza de especies para cada una de las especies forestales empleadas dentro del estudio (Cuadro 4).

Cuadro 4. Estimaciones en la riqueza de especies de insectos por especies de árbol utilizando Chao.

Especie de árbol	# de especies observadas	# de especies estimadas (Chao)
<i>Anacardium excelsum</i>	253	620
<i>Cedrela odorata</i>	113	326
<i>Hura crepitans</i>	270	711
<i>Luehea seemannii</i>	282	545
<i>Tabebuia rosea</i>	190	407

Por otro lado, se realizaron las curvas de acumulación de especies para cada una de las especies de árboles (Fig. 4.).

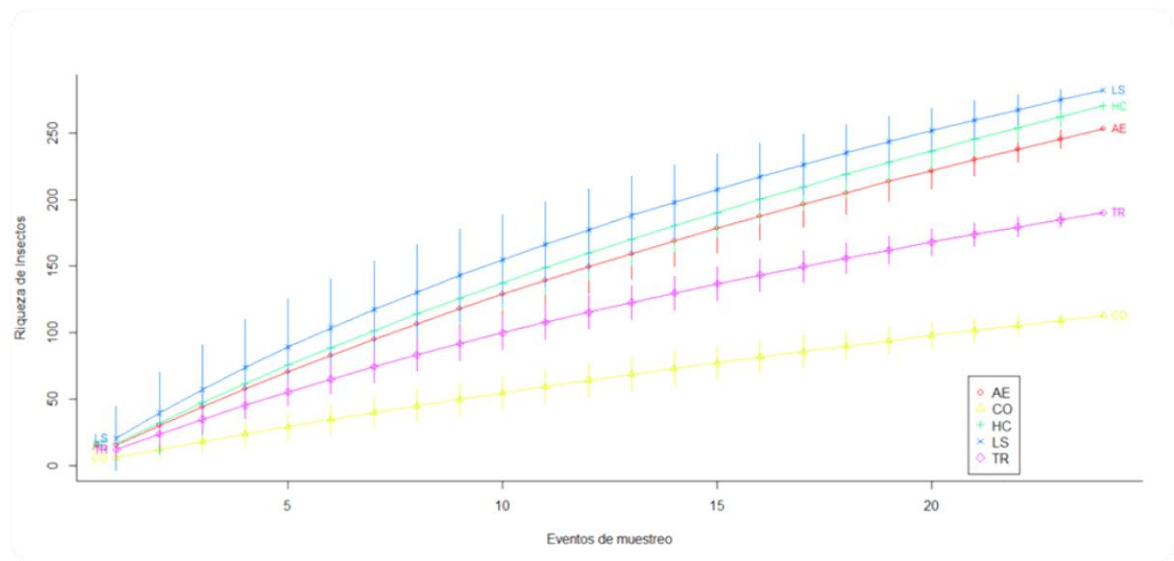


Fig. 4. Curvas de acumulación de especies de insectos para cada una de las especies de árboles muestreadas durante el proyecto (AE= *A. excelsum*; CO= *C. odorata*; HC= *H. crepitans*; LS= *L. seemannii*; TR= *T. rosea*).

9.1.4. Riqueza por especie de árbol por matriz

La riqueza de especies de insectos para cada una de las especies de árboles dentro de cada una de las matrices se encuentra representadas en el cuadro 5.

Cuadro 5. Riqueza de especies de insectos dentro de cada matriz por especie de árbol utilizando Chao (AE= *A. excelsum*; CO= *C. odorata*; HC= *H. crepitans*; LS= *L. seemannii*; TR= *T. rosea*) (B= Bosque; HD= Mixta; M= Monocultivo).

Especie/Matriz	Observado	Estimado (Chao)
AE_B	81	444
CO_B	49	239
HC_B	104	221
LS_B	163	343
TR_B	61	130
AE_HD	137	417
CO_HD	55	300
HC_HD	134	566
LS_HD	93	294
TR_HD	85	232
AE_M	83	251
CO_M	30	90
HC_M	77	164
LS_M	96	210
TR_M	79	152

9.2. Abundancia total de insectos

Se obtuvieron gráficos de abundancia de insectos por matriz forestal, por especie de árbol, por orden y por grupo trófico.

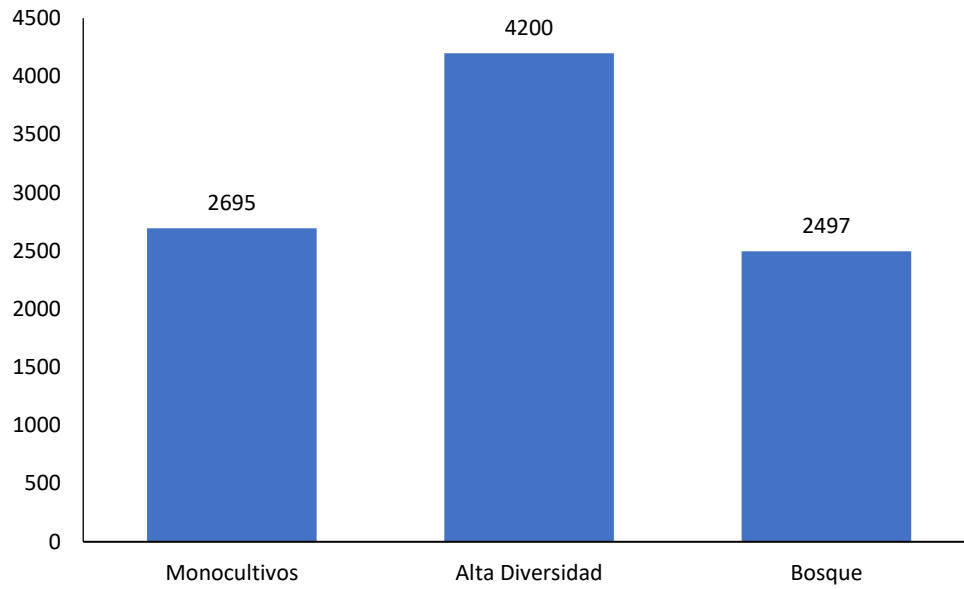


Fig. 5. Abundancia total de insectos por matriz forestal.

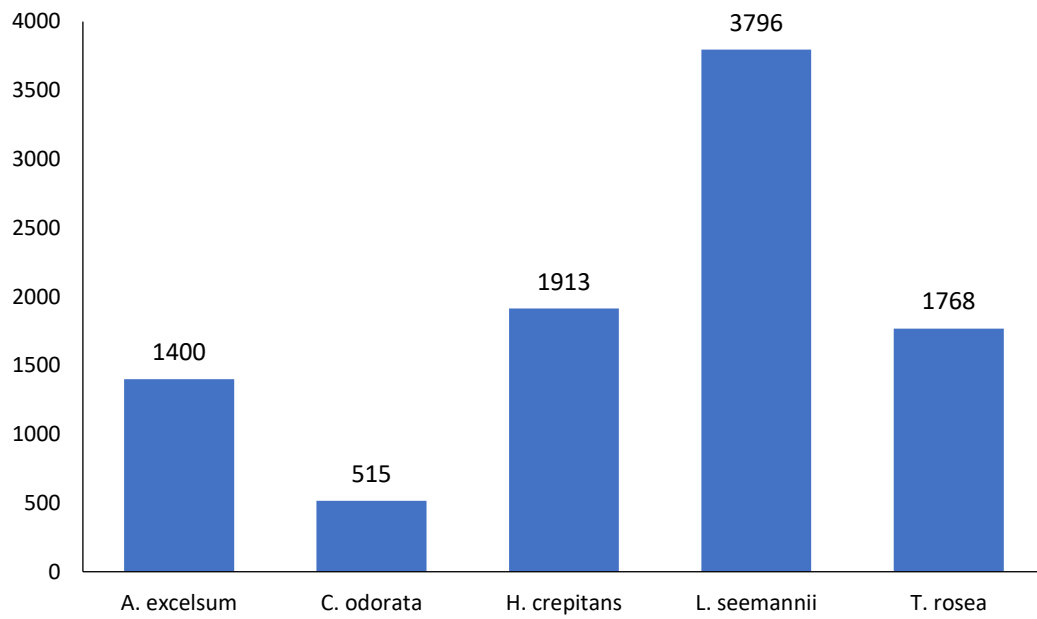


Fig. 6. Abundancia total de insectos por especie de árbol.

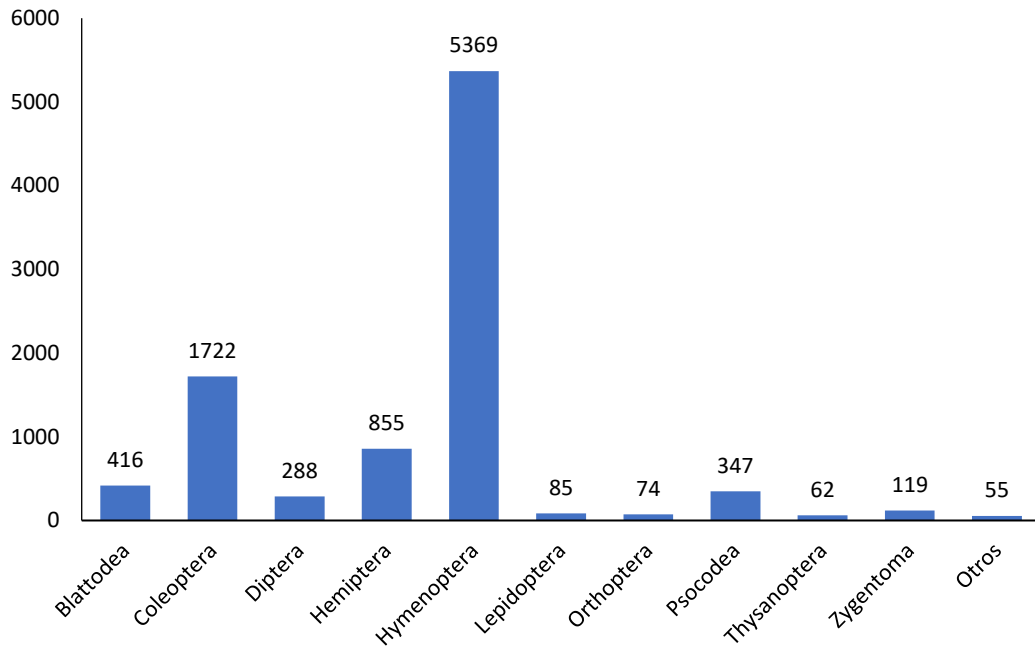


Fig. 7. Abundancia total de insectos por orden.

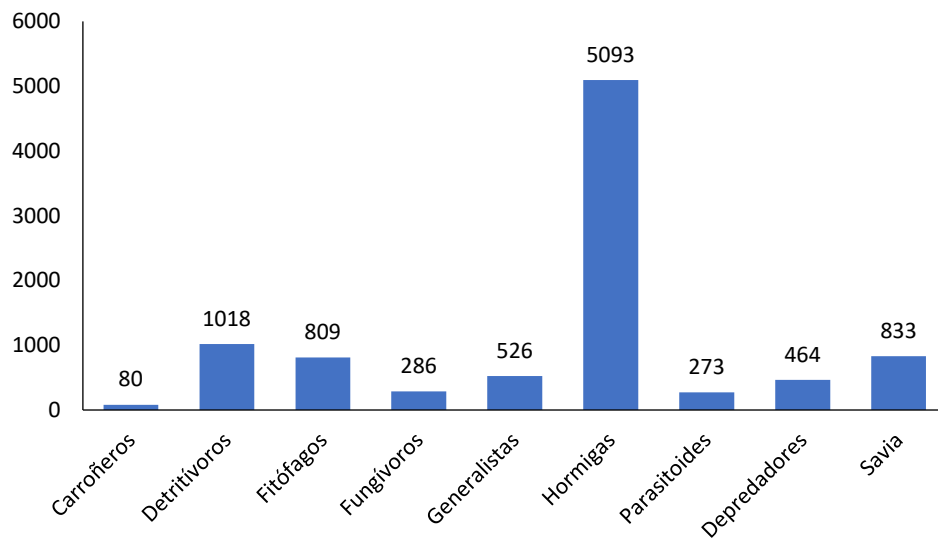


Fig. 8. Abundancia total de insectos por grupo funcional trófico.

También se realizaron gráficos exploratorios para observar el comportamiento de la abundancia de insectos dentro de las matrices de las especies de árboles evaluados (Fig. 9).

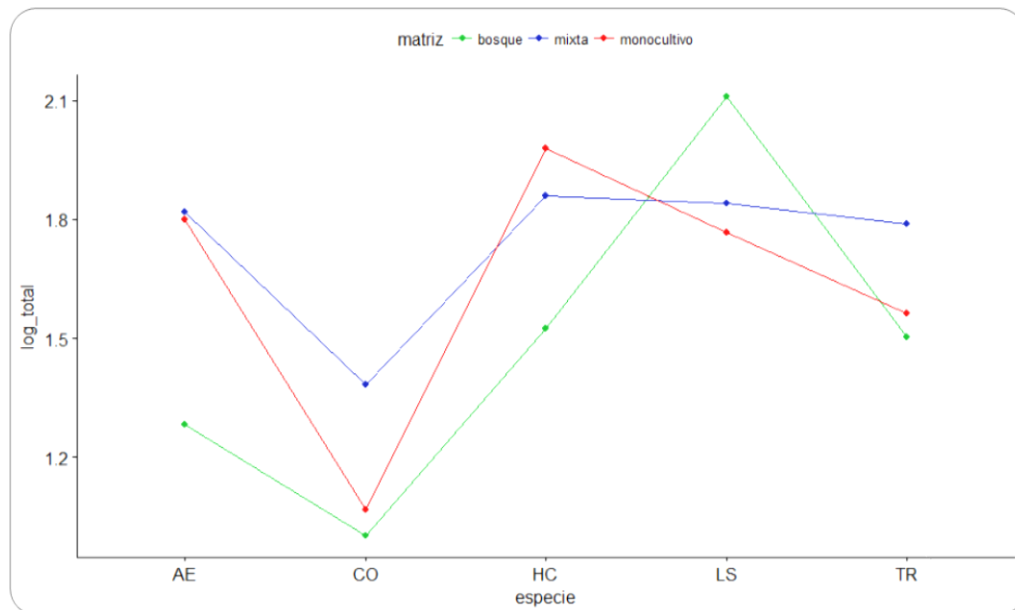


Fig. 9. Abundancia total de insectos para cada una de las especies de árboles dentro de cada una de las matrices evaluadas.

9.2.1. Abundancia total de insectos por matriz y especie de árbol

En este caso se observó que existe diferencia significativa entre la abundancia total de insectos dependiendo de la matriz forestal ($p= 0.00795$), de la especie de árbol ($p= 6.27e^{-10}$), y de la interacción matriz:especie de árbol ($p= 0.01417$).

9.2.2. Abundancia total de insectos por especie de árbol

Se realizaron gráficos lineales exploratorios para observar las variaciones en la abundancia de individuos por especie de árbol (Fig. 10).

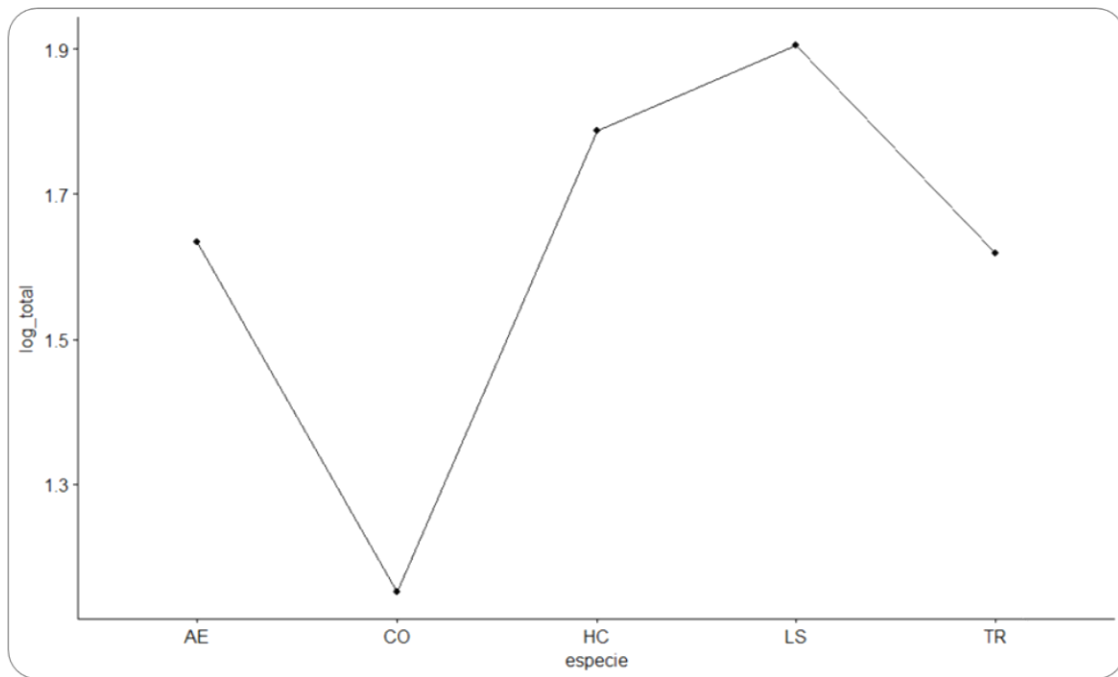


Fig. 10. Abundancia total de insectos por especie de árbol.

En este caso la prueba realizada demostró que existe diferencia significativa ($p= 8.54e^{-9}$) dependiendo de la especie de árbol.

Las diferencias encontradas fueron CO vs. AE, CO vs. HC, CO vs. LS y CO vs. TR (Cuadro 6.).

Cuadro 6. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos entre especies de árboles.

	AE	CO	HC	LS
CO	0.00036	-	-	-
HC	1.00000	1.1e-6	-	-
LS	0.17305	7.6e-9	1.00000	-
TR	1.00000	0.00061	1.00000	0.12019

9.2.3. Abundancia total de insectos para cada especie de árbol dentro de cada matriz

Se observó gráficamente el comportamiento de la abundancia total de individuos por especie de árbol dentro de cada una de las matrices comparadas (Fig. 11.).

En esta situación se obtuvo un valor de $p= 2.28e^{-9}$, con este valor se demostró que existía diferencia significativa en la abundancia total de individuos entre las especies de árboles con relación a las matrices de crecimiento.

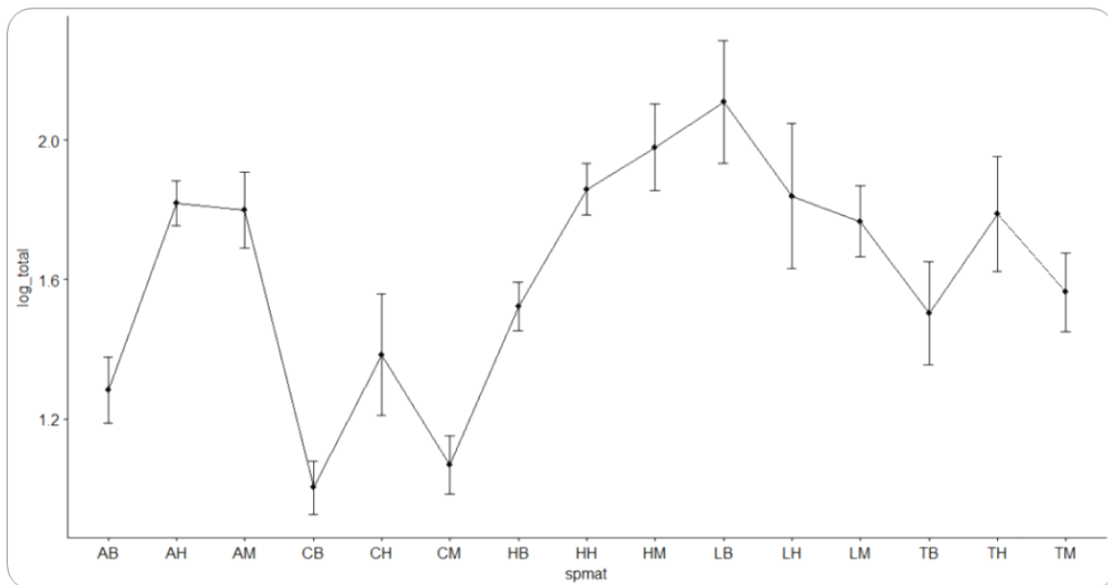


Fig. 11. Abundancia total de insectos por cada una de las matrices en cada especie de árbol evaluada.

Las diferencias que se presentaron para las interacciones entre la matriz de crecimiento y la especie forestal se encuentran en el cuadro 7.

Cuadro 7. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos entre las especies de árboles mediante cada una de las matrices.

	AB	AH	AM	CB	CH	CM	HB	HH	HM	LB	LH	LM	TB	TH
AH	0.36366	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AM	0.50923	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CB	1	0.00147	0.00229	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CH	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CM	1	0.00592	0.00904	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HB	1	1	1	0.46600	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
HH	0.18371	1	1	0.00060	0.97935	0.00253	1	-	-	-	-	-	-	-
HM	0.01911	1	1	3.50E-05	0.13109	0.00017	1	1	-	-	-	-	-	-
LB	0.0012	1	1	1.30E-06	0.0105	6.90E-06	0.15366	1	1	-	-	-	-	-
LH	0.25994	1	1	0.00094	1	0.00389	1	1	1	1	-	-	-	-
LM	0.84942	1	1	0.00456	1	0.01737	1	1	1	1	1	-	-	-
TB	1	1	1	0.64432	1	1	1	1	0.97194	0.10720	1	1	-	-
TH	0.60649	1	1	0.00290	1	0.01129	1	1	1	1	1	1	1	-
TM	1	1	1	0.23646	1	0.69247	1	1	1	0.30925	1	1	1	1

9.3. Abundancia total por grupos funcionales

Se realizó un gráfico lineal para observar cómo se distribuyó la abundancia de individuos para cada uno de los grupos funcionales establecidos, dentro de cada una de las matrices forestales evaluadas (Fig. 12.).

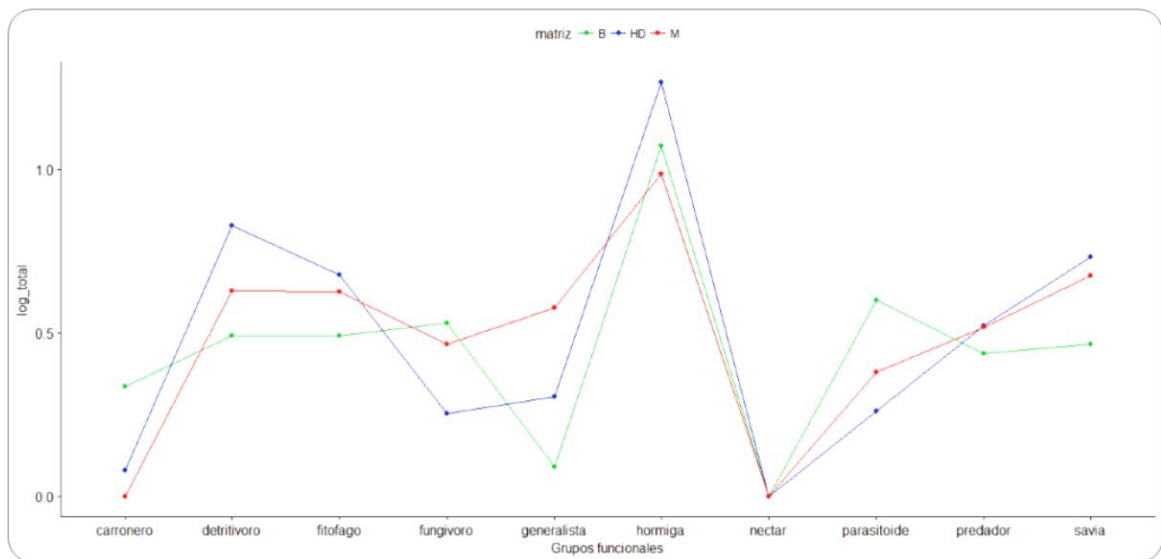


Fig. 12. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices por cada grupo funcional trófico.

9.3.1. Abundancia de total de insectos por grupo funcional y matriz

Para la prueba realizada se encontró diferencia significativa en la abundancia de insectos por grupo funcional ($p= 2e^{-16}$) y a su vez la diferencia por la interacción entre las variables matriz:grupo funcional resultó significativa ($p= 9.74e^{-5}$).

9.3.2. Abundancia de insectos por grupo funcional y especie de árbol

En este caso, se observó que existe diferencia significativa entre la abundancia de insectos por grupo funcional ($p= 2e^{-16}$) y también hay diferencia dependiendo de la especie de árbol ($p=6.56e^{-6}$), al igual que ambas variables interactúan e influyen en la abundancia de insectos ($p=0.0117$).

9.3.3. Abundancia por grupo funcional separado por matriz y especie de árbol

A continuación, se buscó establecer la existencia de diferencias significativas entre las matrices, las especies de árboles y la interacción entre ambas para cada grupo funcional.

9.3.3.1. Carroñeros

Gráficamente se pueden observar variaciones en la abundancia de insectos carroñeros entre cada una de las matrices evaluadas y también dependiendo de la especie de árbol, aunque las variaciones se observan principalmente entre la matriz del bosque con respecto a las de monocultivo y mixta (Fig. 13).

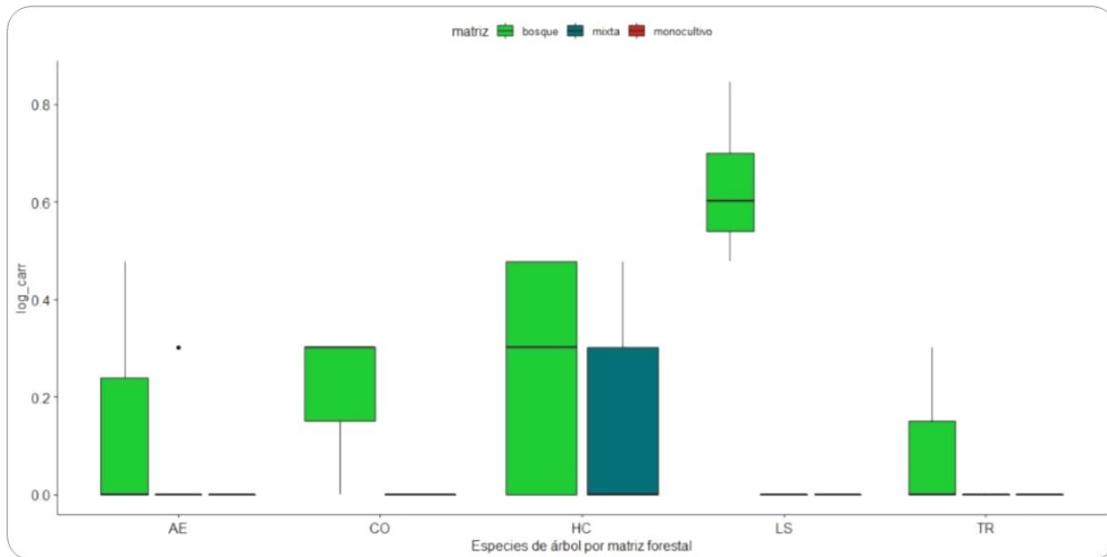


Fig. 13. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de carroñeros.

En este caso el resultado de la ANOVA nos permite observar que existe diferencia significativa entre la abundancia total de carroñeros dependiendo de la matriz ($p= 0.0002$) y de la especie de árbol ($p= 0.003$).

9.3.3.2. Depredadores

En el caso de los depredadores gráficamente se puede observar que los datos de abundancia varían dentro de todas las matrices y dentro de todas las especies (Fig. 14). Al realizar la ANOVA se pudo observar que las especies de árboles tuvieron diferencia significativa ($p=0.004$), y de igual manera la interacción entre las especies forestales y la matriz demuestra la influencia en conjunto sobre la abundancia ($p=0.029$).

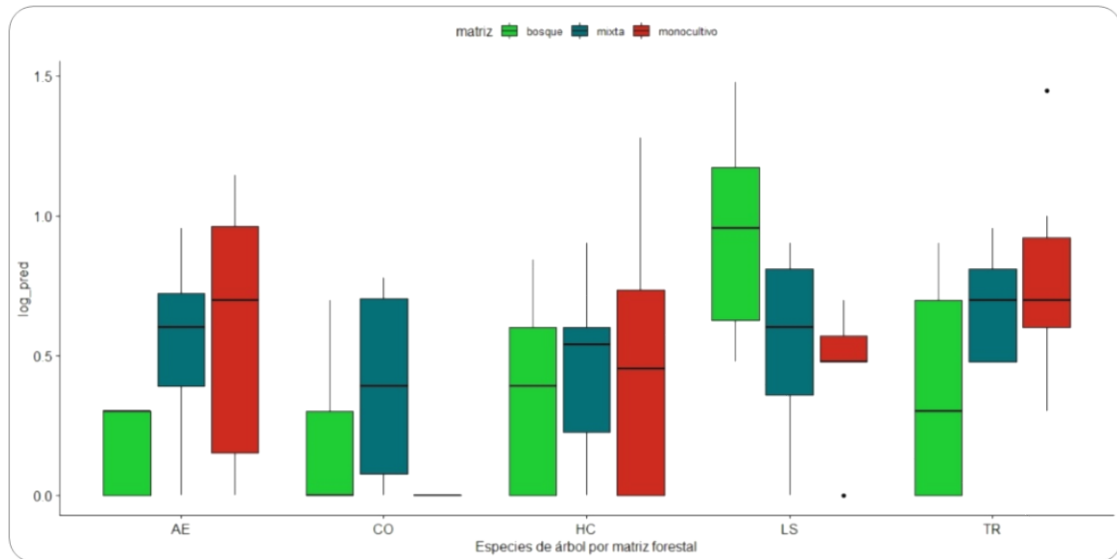


Fig. 14. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de depredadores.

9.3.3.3. Fungívoros

La gráfica demuestra variaciones en la abundancia dentro de las matrices, así como entre las especies de árboles (Fig. 15.). Para este grupo los valores de probabilidad fueron significativos para la matriz ($p=0.010$), la especie de árbol ($p=0.0004$) y de igual manera para la interacción entre ambas variables ($p=0.0314$).

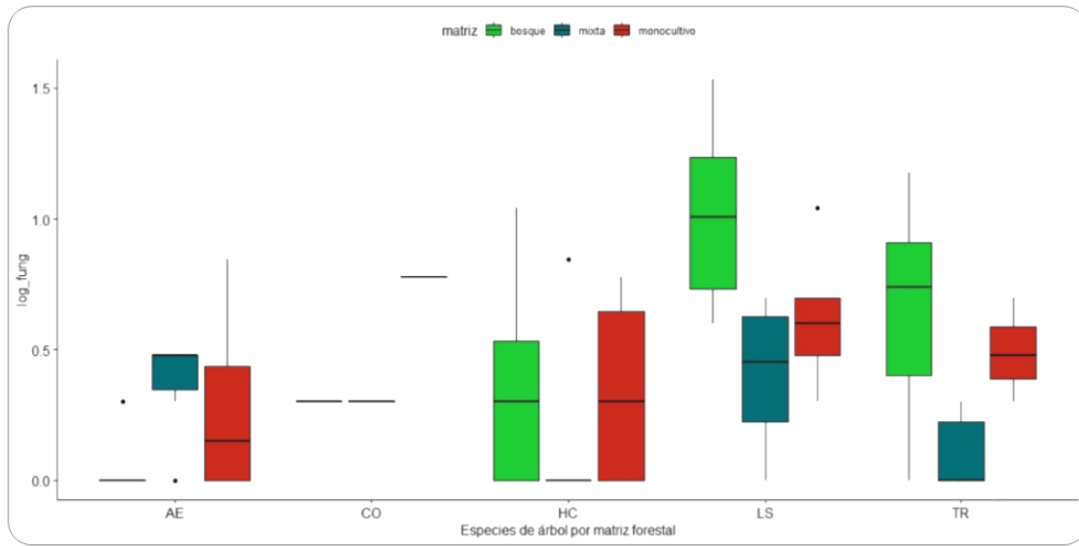


Fig. 15. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de fungívoros.

9.3.3.4. Hormigas

Por otra parte, una vez realizada la prueba los valores de probabilidad arrojaron que la diferencia significativa para las hormigas se produce dentro de las especies de árboles ($p=0.0446$).

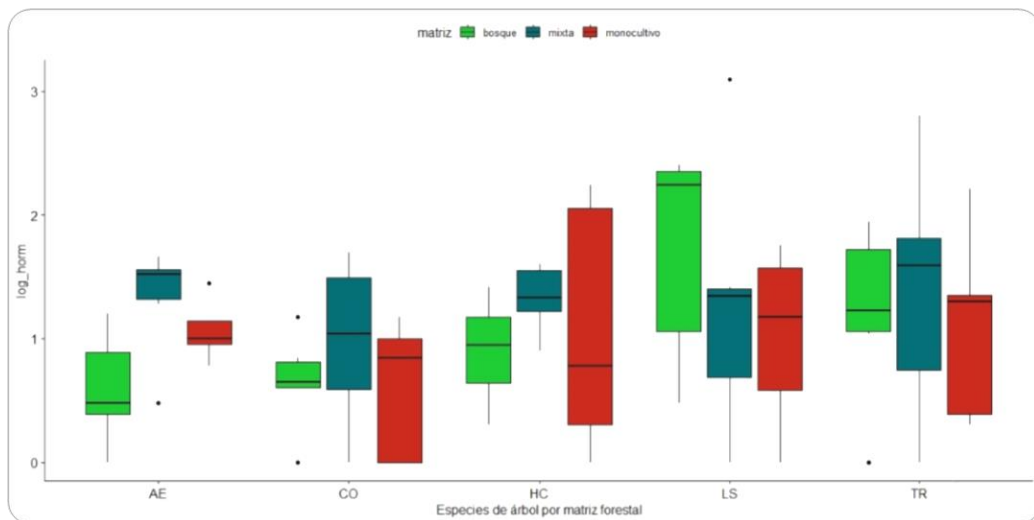


Fig. 16. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de hormigas.

Las variaciones en la abundancia del grupo hormigas se encuentran resumidas en la Fig. 16.

9.3.3.5. Fitófagos

Los valores significativos de la prueba para este grupo se dieron entre las especies de árboles ($p=0.0127$). Las variaciones en la abundancia de este grupo se resumen en la Fig. 17.

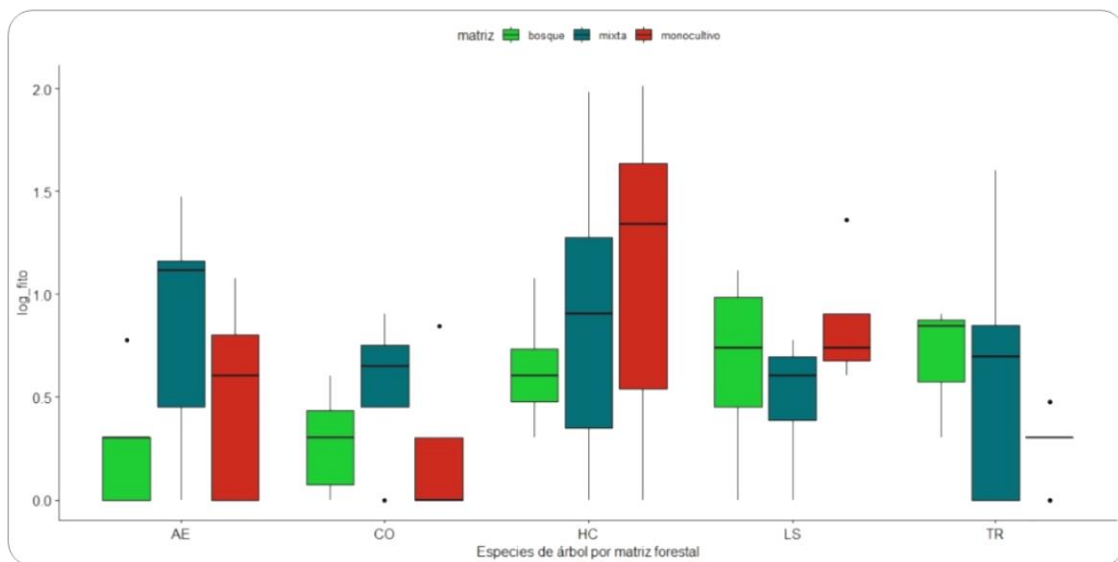


Fig. 17. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de fitófagos.

9.3.3.6. Detritívoro

Para este grupo tanto la matriz, así como la especie de árbol tuvieron valores significativos ($p=0.03121$) y ($p=0.00384$) respectivamente, aunque la

mayor significancia estuvo dada para las especies de árboles. Las variaciones en la abundancia de este grupo se resumen en la Fig. 18.

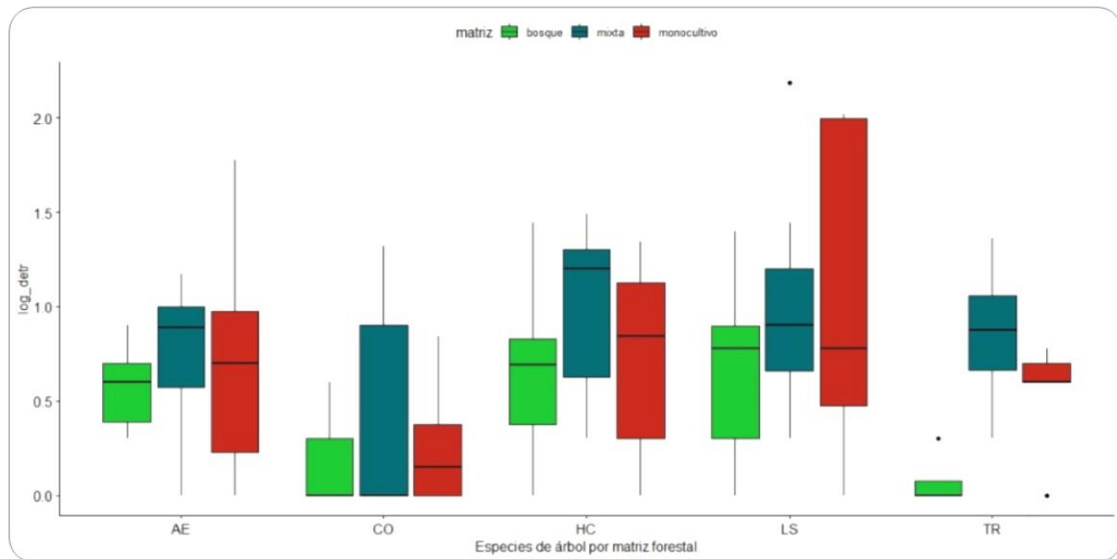


Fig. 18. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de detritívoros.

9.3.3.7. Generalista

Para este grupo el valor significativo se dio entre las matrices ($p=0.00158$). Las variaciones en la abundancia de este grupo se resumen en la Fig. 19.

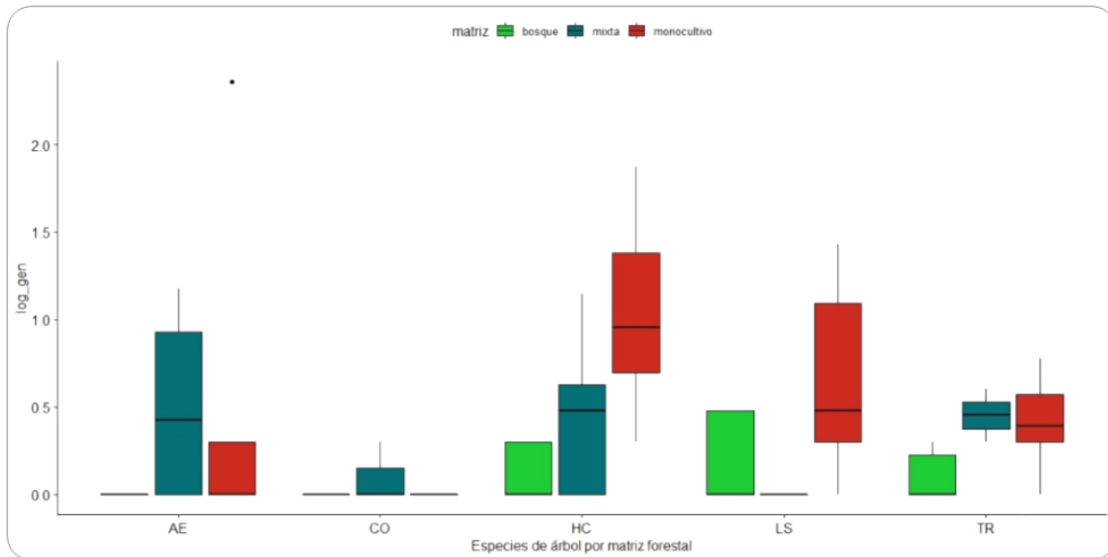


Fig. 19. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de generalistas.

9.3.3.8. Parasitoide

Los valores de probabilidad según la ANOVA fueron para las matrices ($p=9.1e^{-05}$) y las especies de árboles ($p=0.00868$). Las variaciones en la abundancia de este grupo se observan en la Fig. 20.

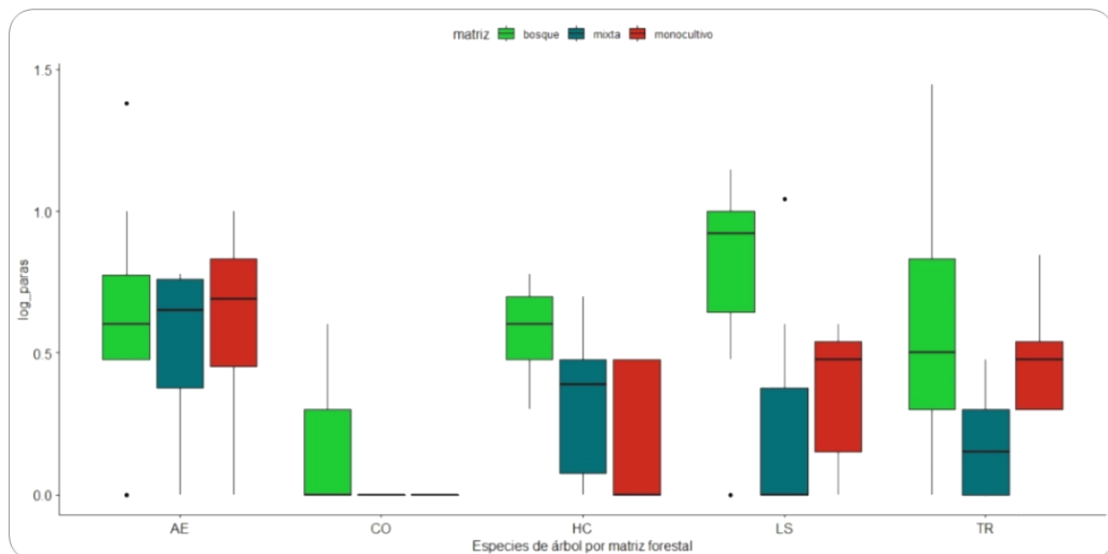


Fig. 20. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de parasitoides.

9.3.3.9. Savia (Succionadores de savia)

Para este grupo los valores de probabilidad corroboran que existe un efecto del tipo de matriz ($p=0.0416$) y las especies de árboles ($p=0.0498$), sobre la abundancia de individuos pertenecientes a este grupo. Las variaciones en la abundancia de este grupo se observan en la Fig. 21.

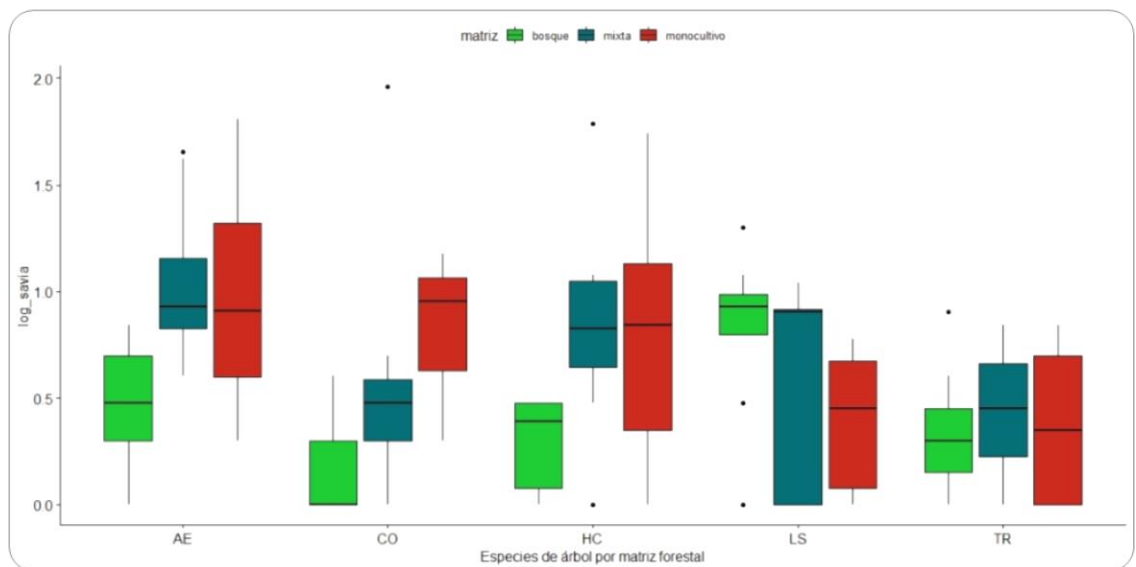


Fig. 21. Abundancia total de insectos de cada una de las matrices y especies de árboles para el grupo de savia.

9.3.4. Abundancia dentro de los grupos funcionales por matriz.

9.3.4.1. Carroñeros

Gráficamente la abundancia de carroñeros por matriz parece variar de una manera notable, observándose una mayor abundancia dentro del bosque (Fig. 22).

En este caso se pudo observar la existencia de una diferencia significativa en la abundancia de carroñeros por matriz forestal según el valor de la prueba de Kruskal-Wallis ($p=0.002694$).

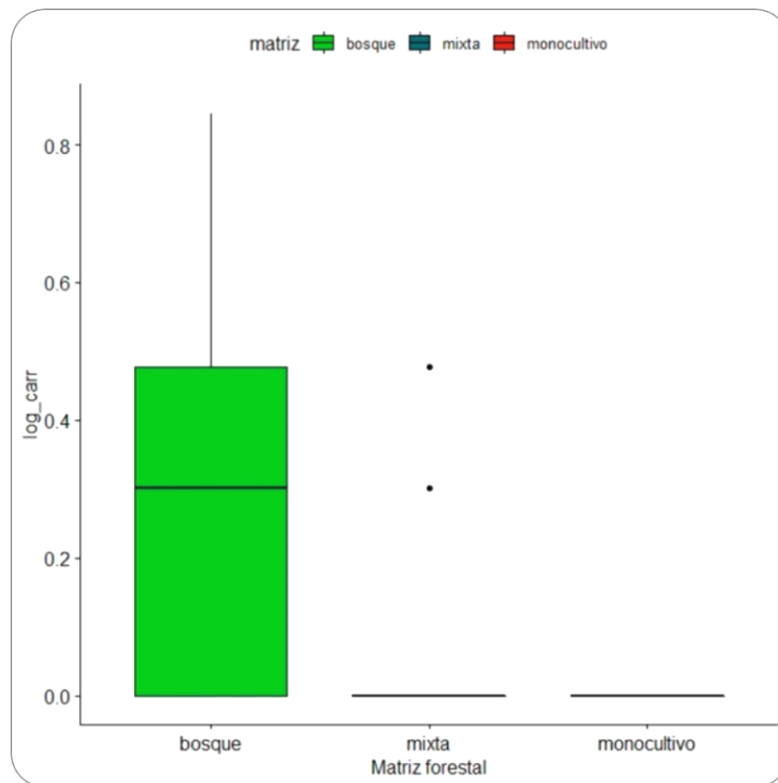


Fig. 22. Abundancia total de insectos carroñeros en cada una de las matrices.

Sabiendo que existía una diferencia entre la abundancia de este grupo funcional por matriz, una vez realizada la prueba para comparar las matrices una a una, se pudo observar que esta diferencia significativa se producía entre la matriz mixta y el bosque (Cuadro 8).

Cuadro 8. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos carroñeros para las tres matrices evaluadas.

	Bosque	Mixta
Mixta	0.0099	-
Monocultivo	0.0958	0.9777

9.3.4.2. Depredadores

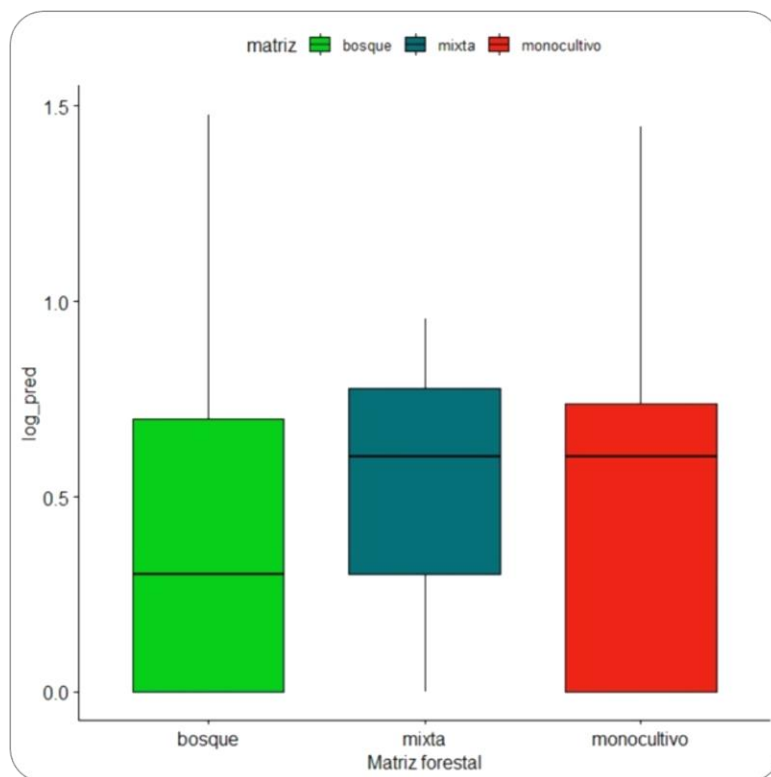


Fig. 23. Abundancia total de insectos depredadores en cada una de las matrices.

Dentro del grupo de los depredadores la gráfica no evidencia grandes distancias entre las matrices forestales evaluadas (Fig. 23.). Una vez realizado el estadístico se evidenció que no existe diferencia significativa en los valores de

abundancia entre las distintas matrices de crecimiento para este grupo ($p > 0.05$).

9.3.4.3. Fungívoros

Para los fungívoros gráficamente las variaciones en abundancia no parecieron ser muy notables entre las matrices evaluadas (Fig. 24). Dicha condición fue confirmada mediante el uso de la prueba de Kruskal-Wallis, donde la probabilidad no fue significativa ($p > 0.05$), para establecer diferencias entre las matrices forestales.

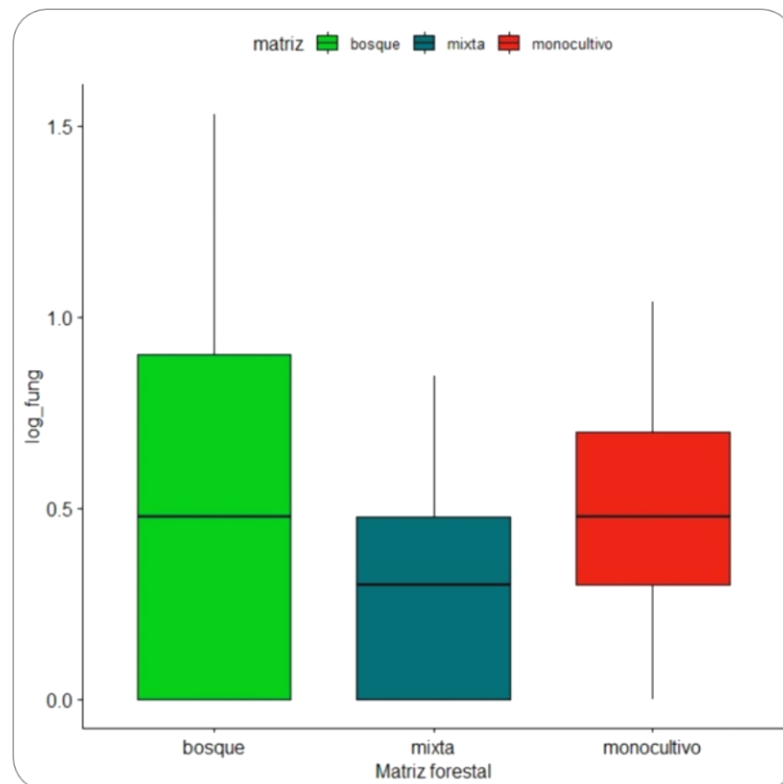


Fig. 24. Abundancia total de insectos fungívoros en cada una de las matrices.

9.3.4.4. Hormigas

En el grupo de las hormigas no se evidenció gráficamente una diferencia marcada entre el efecto de las matrices de crecimiento de las especies de árboles sobre la abundancia de estas (Fig. 25). Al aplicar el estadístico para determinar si existía diferencia significativa entre las matrices para la abundancia de este grupo solo se obtuvieron valores de $p > 0.05$.

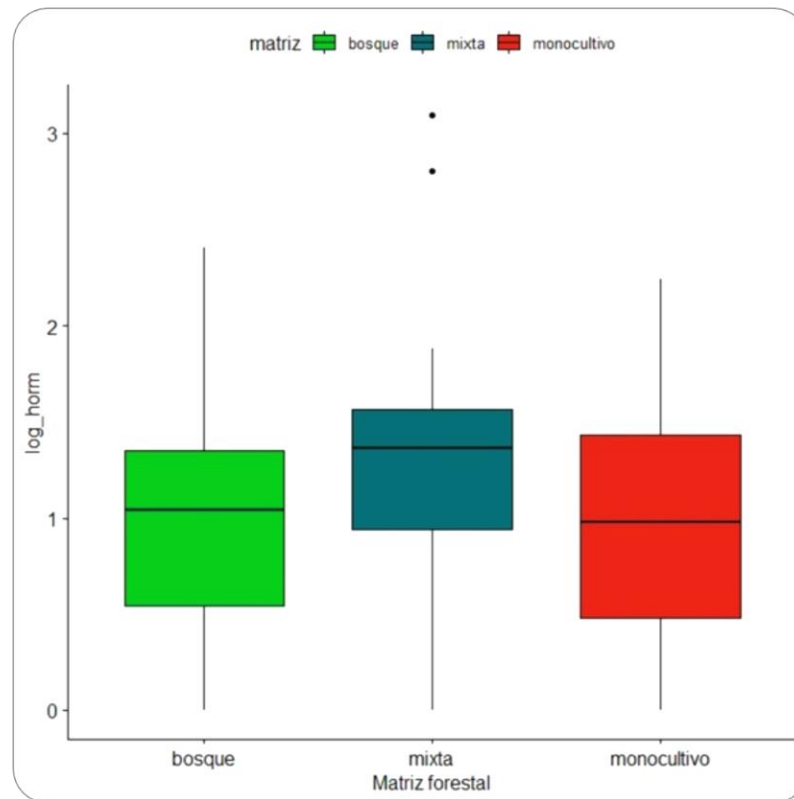


Fig. 25. Abundancia total de insectos del grupo hormigas en cada una de las matrices.

9.3.4.5. Fitófagos

Dentro del grupo de los fitófagos en la gráfica (Fig. 26) no se observaron diferencias notables, lo cual fue corroborado mediante la prueba de Kruskal-

Wallis, en la cual no hubo un valor de probabilidad significativo que indicara la existencia de diferencias en la abundancia de individuos entre cada tipo de matriz forestal.

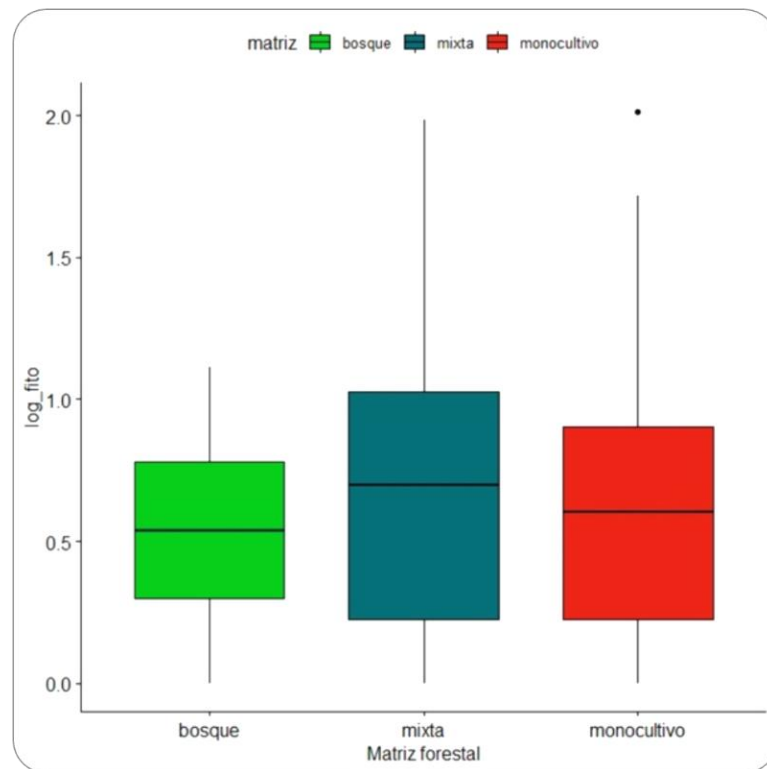


Fig. 26. Abundancia total de insectos fitófagos de cada una de las matrices.

9.3.4.6. Detritívoros

Los detritívoros según la gráfica parecen no presentar grandes diferencias en la abundancia de individuos (Fig. 27).

Pero una vez realizada la prueba de Kruskal-Wallis se obtuvo un valor de probabilidad significativo ($p= 0.02383$), lo que nos dice que hay una diferencia en la abundancia de acuerdo con el tipo de matriz forestal. Para encontrar donde se dio esta diferencia entre las matrices empleamos entonces la prueba de

comparación, que nos permitió ver que la diferencia se producía para este grupo entre la matriz mixta y el bosque (Cuadro 9).

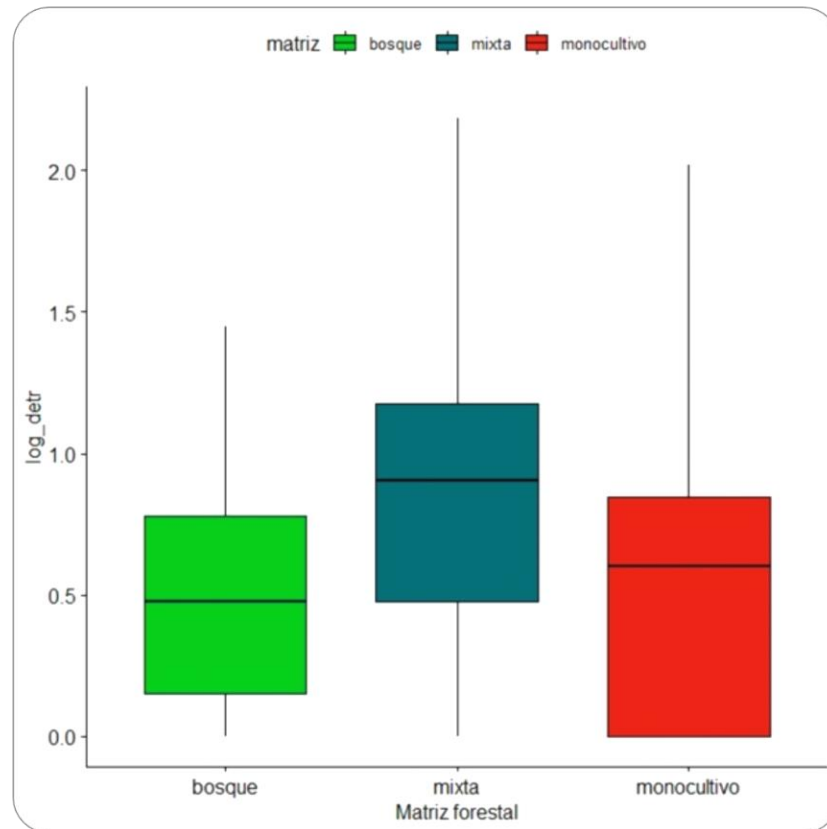


Fig. 27. Abundancia total de insectos detritívoros en cada una de las matrices.

Cuadro 9. Abundancia total de insectos detritívoros para las tres matrices evaluadas.

	Bosque	Mixta
Mixta	0.022	-
Monocultivo	1.000	0.169

9.3.4.7. Generalistas

Por parte de los insectos generalistas de este trabajo, la gráfica demuestra una diferencia bastante notable en la abundancia representada (Fig. 28). Siendo mucho más evidente la abundancia de estos dentro de la matriz de monocultivo.

Se realizó un estadístico de prueba para determinar la existencia de diferencia entre las tres matrices, obteniéndose un valor de $p= 0.002906$.

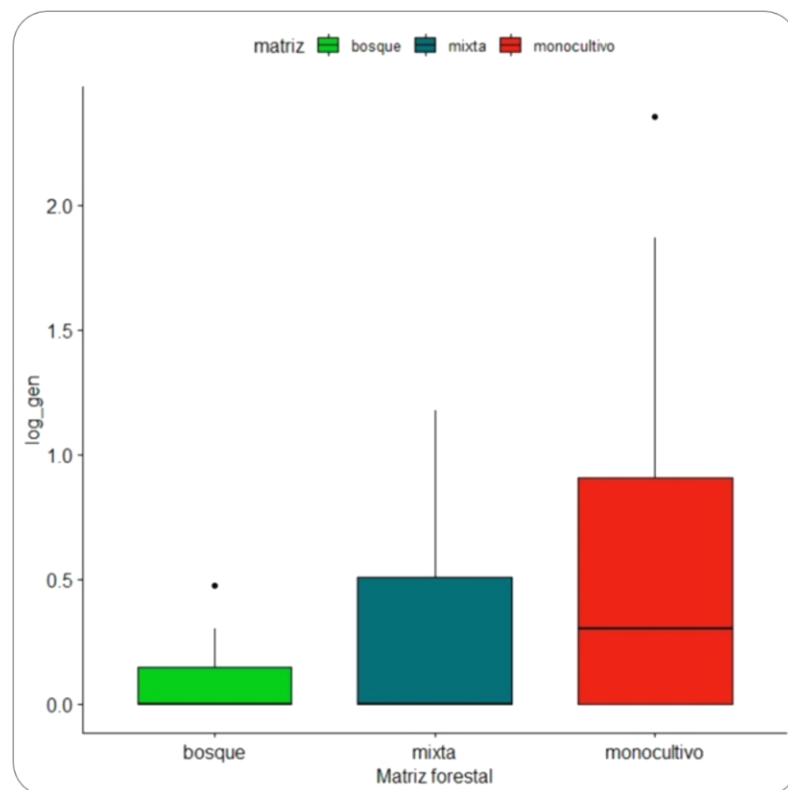


Fig. 28. Abundancia total de insectos generalistas en cada una de las matrices.

Posteriormente se realizó una prueba para ubicar la diferencia exacta entre las matrices, encontrándose la diferencia entre el bosque y el monocultivo (Cuadro 10).

Cuadro 10. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos para las tres matrices evaluadas para el grupo generalistas.

	Bosque	Mixta
Mixta	0.2558	-
Monocultivo	0.0021	0.3590

9.3.4.8. Parasitoides

En la gráfica del grupo parasitoides se pudo observar una ligera diferencia entre las matrices, principalmente marcada por el bosque y las dos matrices restantes (Fig. 29).

Se aplicó el estadístico de prueba con la finalidad de determinar si para este grupo las matrices de crecimiento de los árboles jugaban un rol representativo sobre su abundancia y se obtuvo un valor de probabilidad significativo ($p = 0.0006007$).

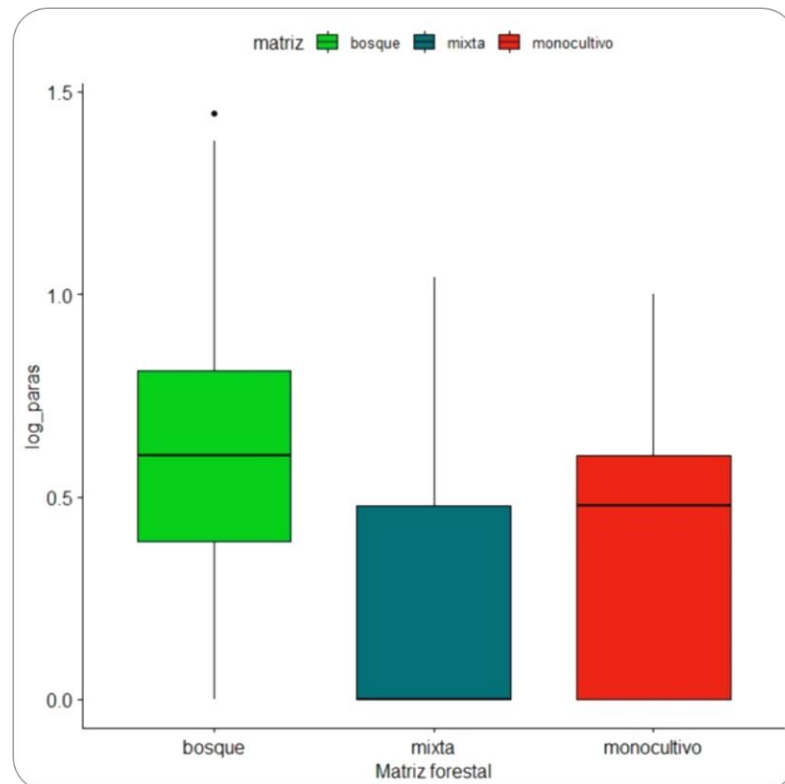


Fig. 29. Abundancia total de insectos parasitoides en cada una de las matrices

Posteriormente aplicamos la prueba de comparación para determinar la ubicación de esta diferencia significativa, obteniendo que la principal diferencia se produjo entre el bosque y la matriz mixta (Cuadro 11).

Cuadro 11. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos para las tres matrices evaluadas para el grupo parasitoides.

	Bosque	Mixta
Mixta	0.00096	-
Monocultivo	0.04100	0.44581

9.3.4.9. Savia (Succionadores de savia)

Dentro del grupo “savia” conformado principalmente por los insectos succionadores, los valores medios representados en la gráfica no presentaron gran diferencia a simple vista (Fig. 30). Para confirmar si para este grupo la matriz de crecimiento jugó un papel determinante sobre la abundancia se le aplicó el estadístico de prueba dando no significativo ($p > 0.05$).

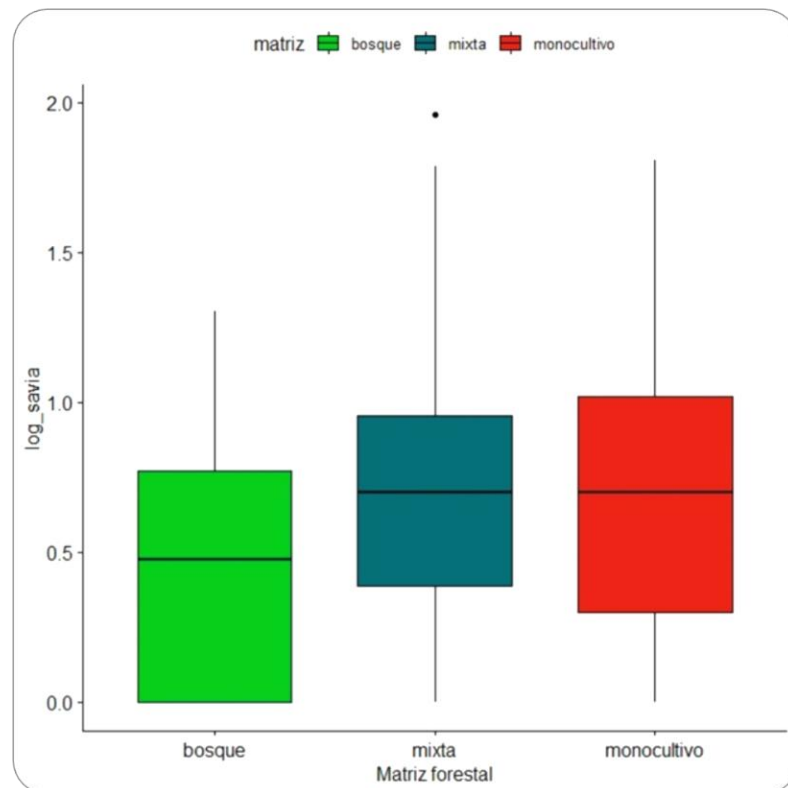


Fig. 30. Abundancia total de insectos del grupo savia en cada una de las matrices.

9.3.5. Abundancia dentro de los grupos funcionales por especie de árbol

9.3.5.1. Carroñeros

Para los carroñeros gráficamente las abundancias entre las distintas especies de árboles parecen ser diferentes (Fig. 31). Realizando la prueba de Kruskal-Wallis se obtuvo que existe una diferencia significativa entre las mismas ($p= 0.00629$). Se realizó posteriormente una comparación entre todas las especies de árboles para ubicar entre que especies se daba esta diferencia, pero ningún valor dio significativo para corroborar la misma todos los valores estuvieron por encima de 0.05.

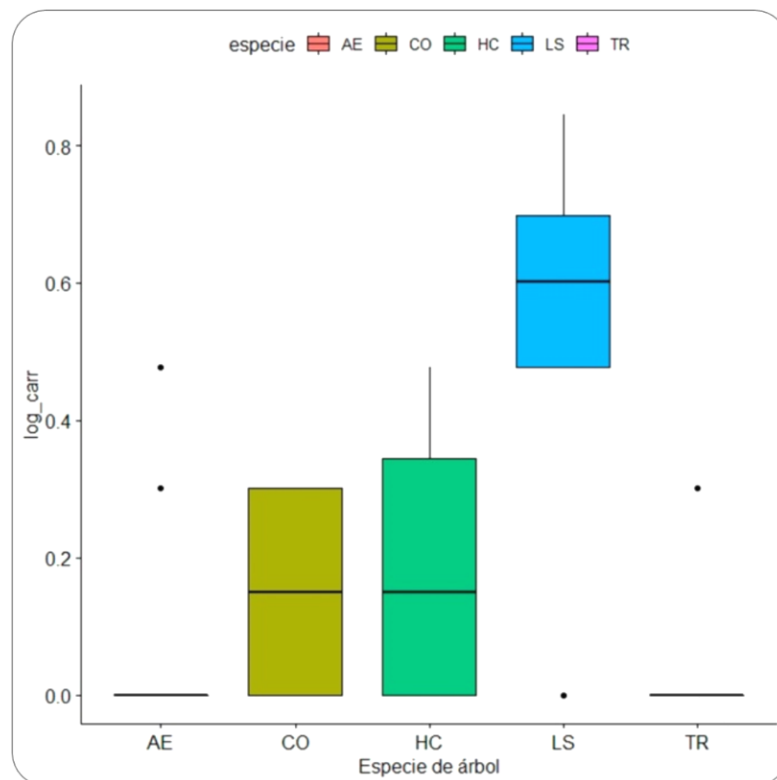


Fig. 31. Abundancia total de insectos carroñeros en cada una de las especies de árboles.

9.3.5.2. Depredadores

Para el grupo de los depredadores también se presentó una diferencia significativa entre las especies de árboles que se puede observar ligeramente en la gráfica ($p= 0.01118$) (Fig. 32).

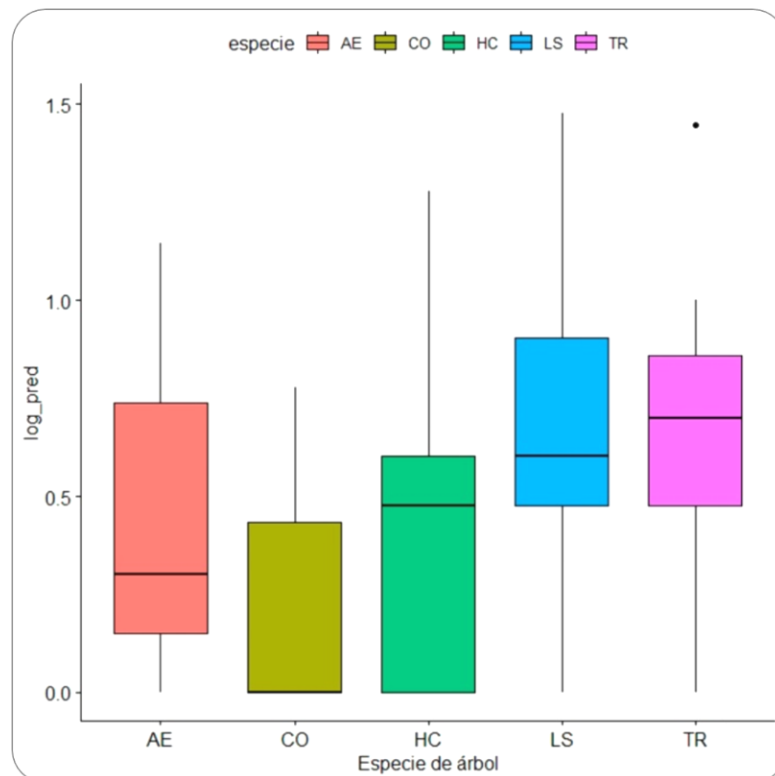


Fig. 32. Abundancia total de insectos depredadores en cada una de las especies de árboles.

También se hicieron las comparaciones con la segunda prueba para determinar donde se ubicaba esta diferencia entre las especies de árboles. Las diferencias existentes se ubicaron entre CO – LS y CO – TR (Cuadro 12).

Cuadro 12. Abundancia total de insectos depredadores en las cinco especies de árboles evaluadas.

	AE	CO	HC	LS
CO	0.925	-	-	-
HC	1.0	1.0	-	-
LS	1.0	0.048	0.755	-
TR	1.0	0.035	0.349	1.0

9.3.5.3. Fungívoros

Dentro de los fungívoros las diferencias fueron significativas ($p=0.003316$). Una vez comprobado que existían diferencias entre las especies de árboles se hicieron comparaciones múltiples entre los árboles obteniéndose para este grupo que las diferencias estuvieron entre AE – LS y HC – LS (Cuadro 13) (Fig. 33).

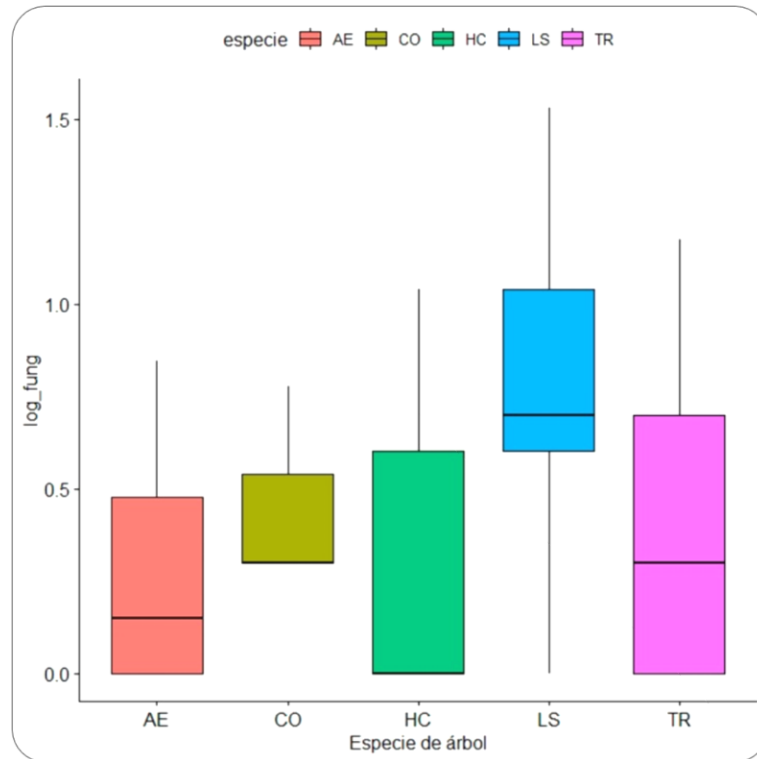


Fig. 33. Abundancia total de insectos fungívoros en cada una de las especies de árboles.

Cuadro 13. Abundancia total de insectos fungívoros en las cinco especies de árboles evaluadas.

	AE	CO	HC	LS
CO	1.0	-	-	-
HC	1.0	1.0	-	-
LS	0.0024	1.0	0.0368	-
TR	1.0	1.0	1.0	0.2588

9.3.5.4. Hormigas

Para el grupo funcional de las hormigas la prueba de Kruskal-Wallis, al igual que en el grupo anterior. La abundancia de individuos entre las especies de árboles no se vio afectada de manera significativa ($p > 0.05$). Los valores de abundancia para este grupo están resumidos en la Fig. 34.

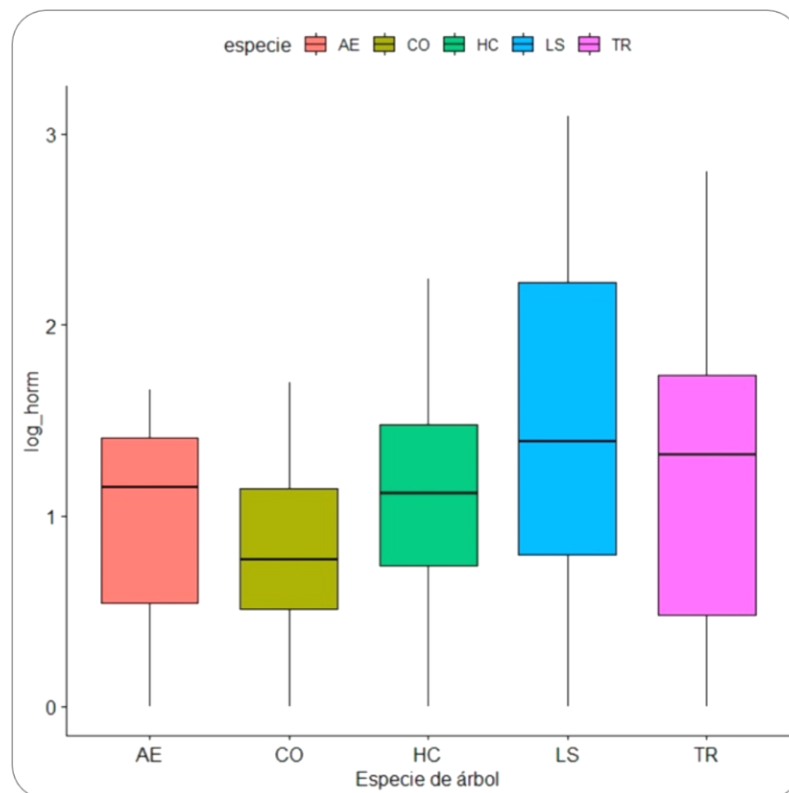


Fig. 34. Abundancia total de insectos del grupo hormigas en cada una de las especies de árboles.

9.3.5.5. Fitófagos

Se realizó una prueba de Kruskal-Wallis para determinar si existía alguna diferencia en la abundancia de fitófagos entre las especies de árboles utilizados

durante este estudio, resultando en que si existían diferencias entre las especies de árboles ($p= 0.03525$). La abundancia de este grupo por especie de árbol se representa en la Fig. 35.

Posteriormente se hicieron comparaciones múltiples para encontrar las diferencias exactas entre las especies, pero los valores no fueron significativos dentro de este grupo.

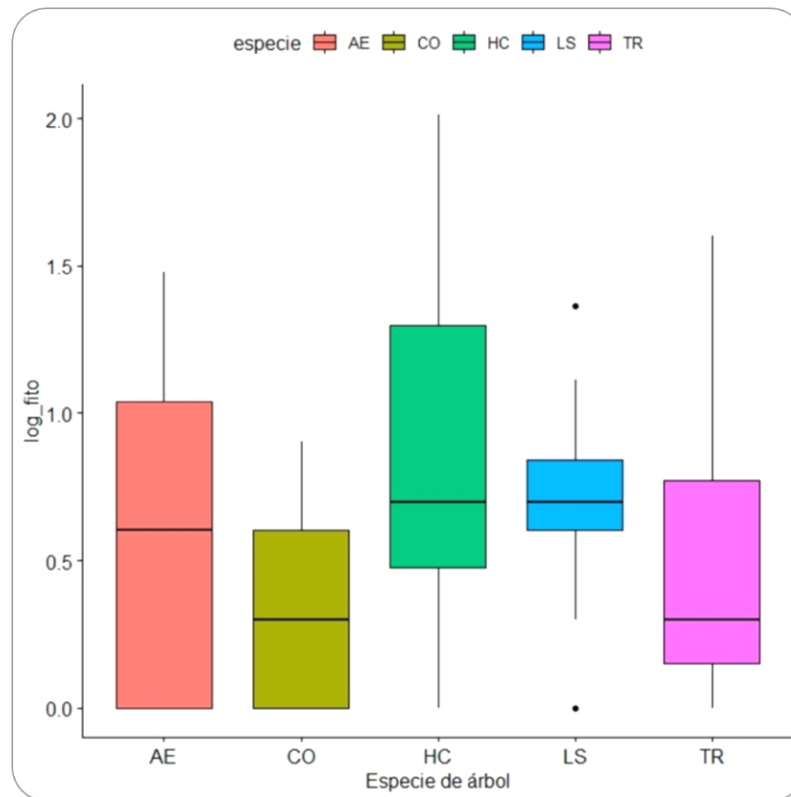


Fig. 35. Abundancia total de insectos fitófagos en cada una de las especies de árboles.

9.3.5.6. Detritívoros

Al comparar las especies de árboles mediante la abundancia de detritívoros (Fig. 36), también se obtuvo una diferencia significativa entre las misma con un valor de $p= 0.01267$.

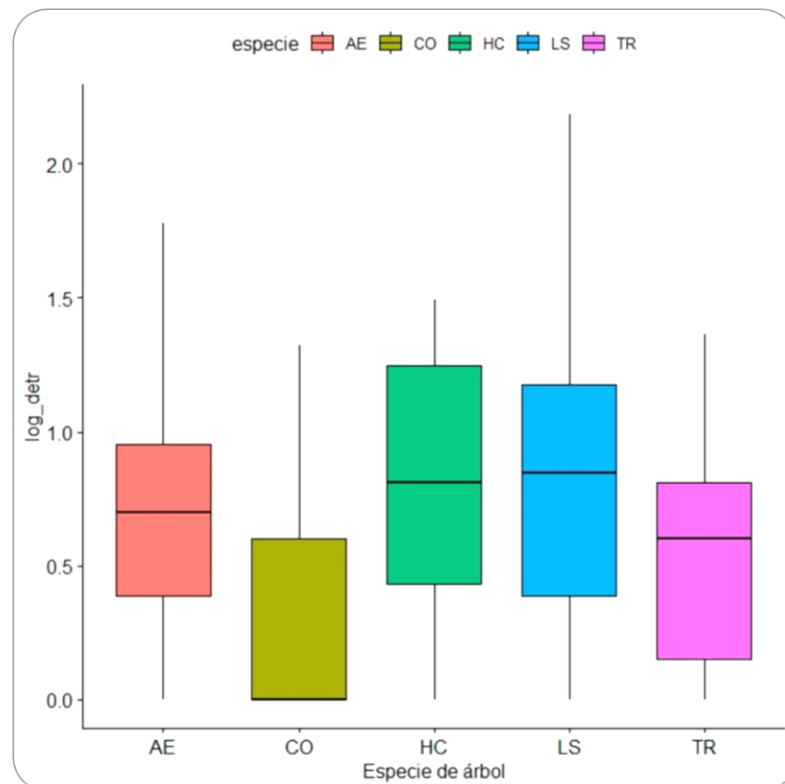


Fig. 36. Abundancia total de insectos detritívoros en cada una de las especies de árboles.

Cuadro 14. Abundancia total de insectos detritívoros en las cinco especies de árboles evaluadas.

	AE	CO	HC	LS
CO	0.089	-	-	-
HC	1.0	0.057	-	-
LS	1.0	0.037	1.0	-
TR	1.0	1.0	1.0	1.0

Luego se realizaron comparaciones múltiples entre las especies de árboles para encontrar el punto exacto en donde se producía esta diferencia, obteniéndose que la diferencia se encontraba entre los árboles de CO y LS (Cuadro 14).

9.3.5.7. Generalistas

Dentro de los generalistas al realizar el estadístico de Kruskal-Wallis para establecer diferencias en la abundancia de individuos por especies de árboles (Fig. 37), no se obtuvo un valor de probabilidad significativo ($p > 0.05$).

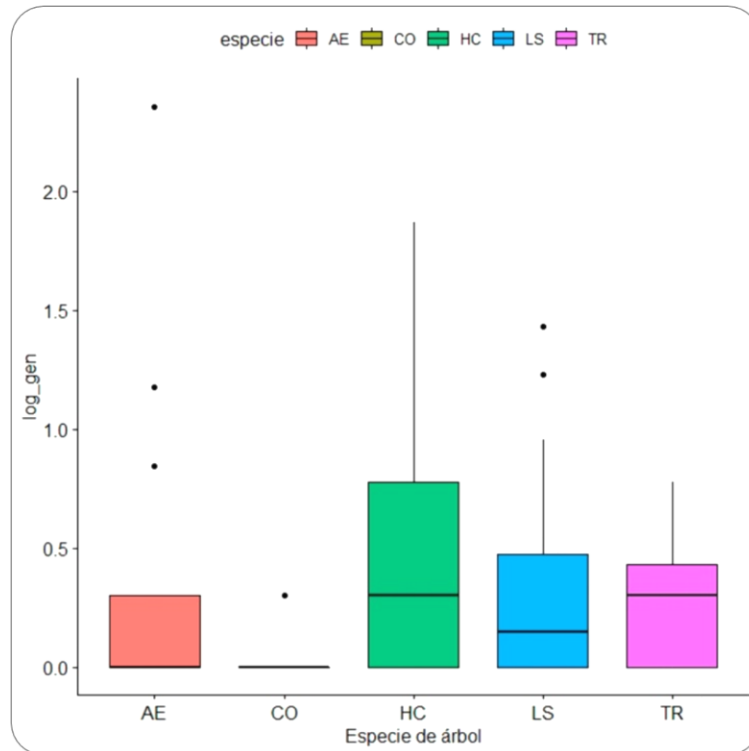


Fig. 37. Abundancia total de insectos generalistas en cada una de las especies de árboles.

9.3.5.8. Parasitoides

En el grupo de parasitoides se pueden observar algunas diferencias entre la abundancia de individuos dentro del gráfico (Fig. 38). Al aplicar Kruskal-Wallis se encontró que existía diferencia significativa entre la abundancia por las especies de árboles ($p= 0.00865$).

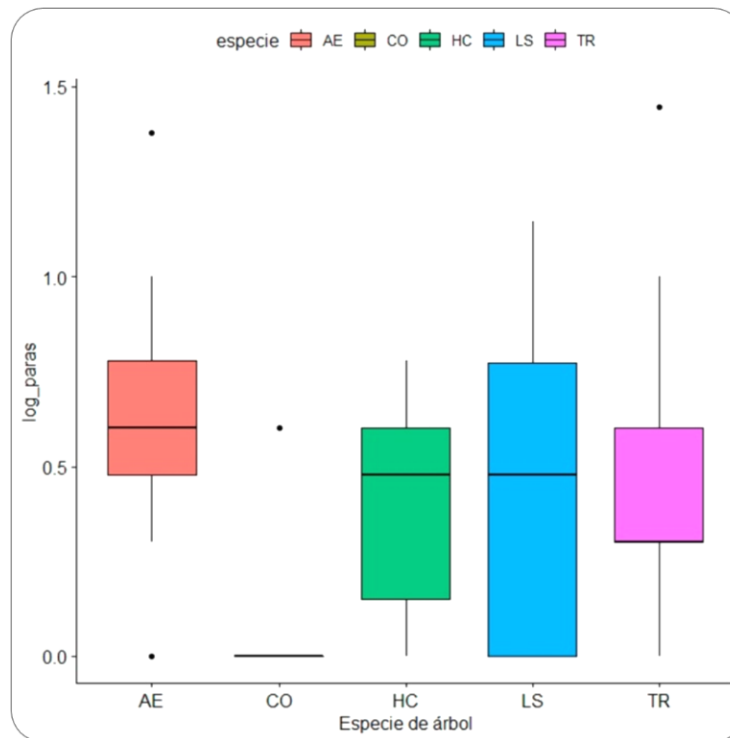


Fig. 38. Abundancia total de insectos parasitoides en cada una de las especies de árboles.

Posteriormente se procedió a buscar entre que especies se presentó esta diferencia en la abundancia, siendo representativa para AE – CO y CO – TR (Cuadro 15).

Cuadro 15. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos en las cinco especies de árboles evaluadas para el grupo parasitoides.

	AE	CO	HC	LS
CO	0.012	-	-	-
HC	0.503	0.078	-	-
LS	1.0	0.112	1.0	-
TR	0.982	0.031	1.0	1.0

9.3.5.9. Savia (Succionadores de savia)

Gráficamente los puntos medios de abundancia parecían diferir de una especie a otra (Fig. 39). Al realizar la prueba de Kruskal-Wallis se presentaron diferencias significativas para la abundancia de individuos en este grupo según las especies de árboles que se estudiaron ($p= 0.02715$).

Para saber en dónde se presentaba esta diferencia de forma más clara, se realizaron comparaciones múltiples entre las especies de árboles resultando que la diferencia se daba para las especies AE y TR (Cuadro 16).

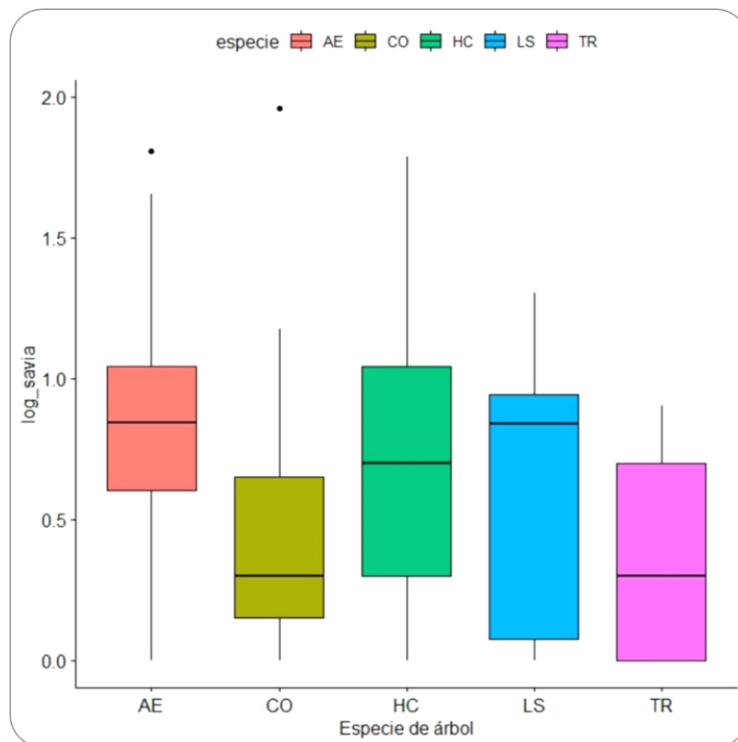


Fig. 39. Gráfico de las variaciones en la abundancia total de insectos de cada una de las especies de árboles para el grupo de savia.

Cuadro 16. Resultados de las comparaciones de la abundancia total de insectos en las cinco especies de árboles evaluadas para el grupo savia.

	AE	CO	HC	LS
CO	0.210	-	-	-
HC	1.0	1.0	-	-
LS	1.0	1.0	1.0	-
TR	0.021	1.0	0.893	0.406

Los análisis de ordenamiento como NMDS y de agrupamiento jerárquico (distancia Horn, método Ward) demostraron que los datos se agrupaban según la abundancia y riqueza de los grupos funcionales, así como de los Ordenes con respecto a las matrices que fueron empleadas para este estudio (Fig. 40, Fig. 41, Fig. 42, Fig. 43 y Fig. 44).

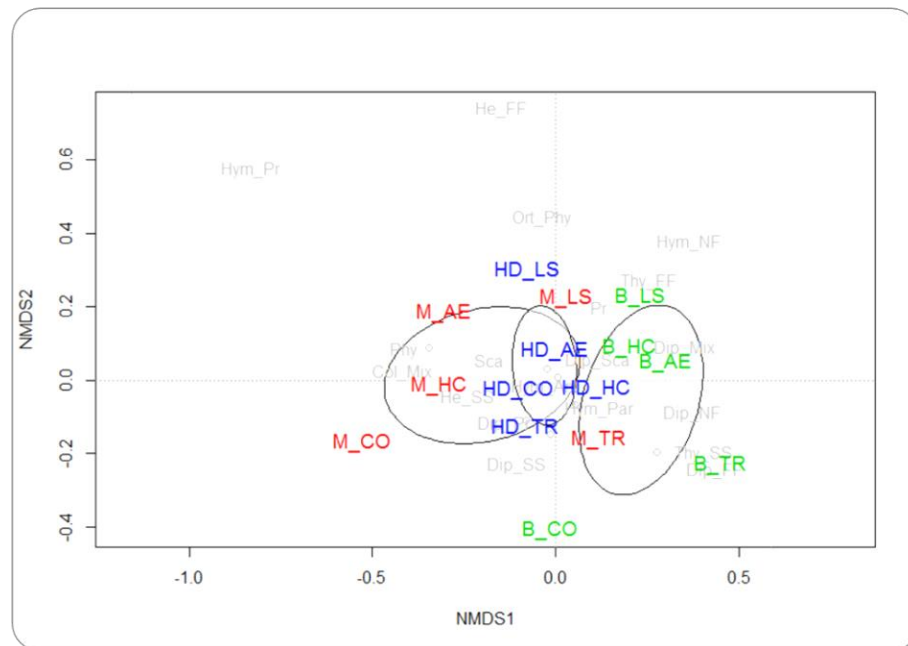


Fig. 40. NMDS empleando la abundancia de grupos funcionales tróficos vs. cada especie de árbol por matriz.

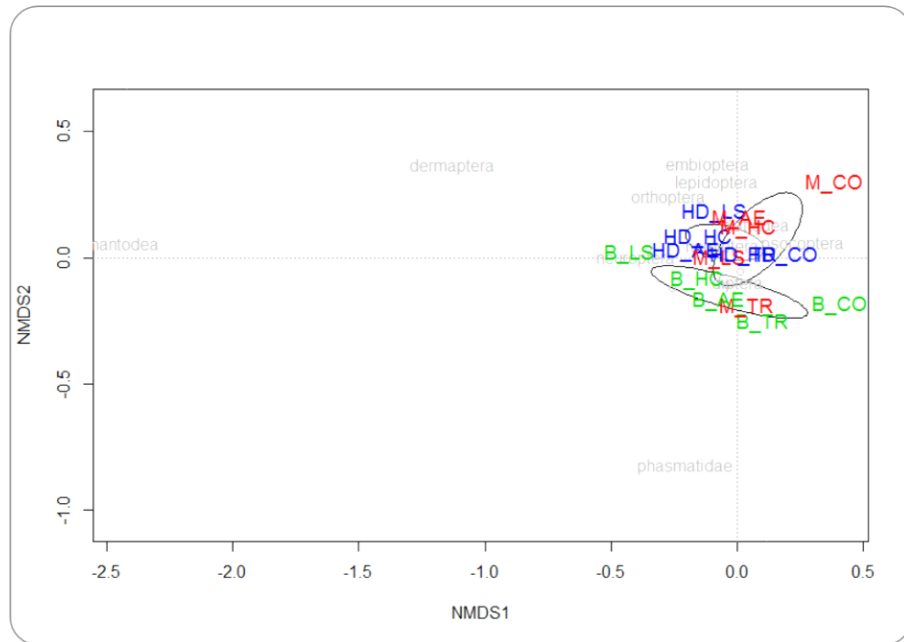


Fig. 43. NMDS empleando la riqueza de órdenes vs. cada especie de árbol por matriz.

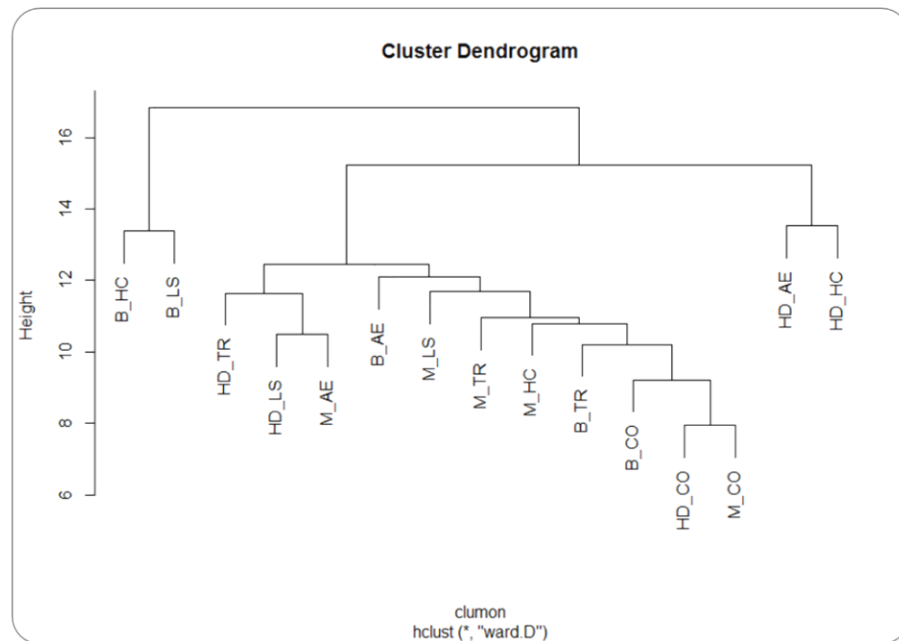


Fig. 44. Cluster basado en la presencia y ausencia de todas las especies de insectos por especies de árboles y matriz.

10. DISCUSIÓN

En general de acuerdo con la abundancia observada durante este estudio el número de familias de insectos fue notable y distinguible en cada una de las matrices estudiadas, alcanzando valores similares a otros estudios como los realizados en Correa-Costa (1986), Basset et al. (2001), Lamarre et al. (2016) y Medianero et al. (2017).

La matriz al representar el entorno en donde los diferentes grupos de insectos desarrollan sus actividades juega un rol importante en la abundancia y riqueza de las especies que están dentro de cada grupo. La matriz mixta guarda cierta similitud con un entorno más natural de ahí que fuera la matriz con mayor abundancia.

Podría esperarse que en un hábitat como lo es el bosque, representando a un entorno natural ideal, la riqueza de morfoespecies y la abundancia de insectos fuese superior. Pero no en todos los casos se obtiene gran abundancia y riqueza como en este estudio en donde la matriz de bosque resultó ser la menos abundante y a su vez presentó la segunda más elevada cantidad de familias dentro del estudio.

Por otro lado, las especies de árboles y la vegetación que se encuentre dentro del hábitat son una parte importante a tomar en cuenta, ya que cada especie forestal brinda distintas condiciones para las especies de insectos.

Luehea seemannii fue la especie forestal con mayor abundancia seguida de *Hura crepitans*, *Tabebuia rosea*, *Anacardium excelsum* y *Cedrela odorata*, de estas especies cada una brinda condiciones diferentes a cada uno de los grupos de insectos aumentando o disminuyendo la abundancia y la riqueza.

10.1. Riqueza de total de insectos

Según Basset et al. 2012, la diversidad de artrópodos de los bosques tropicales es ciertamente superior a la de los bosques en las zonas templadas, pero hasta cierto punto estas diferencias en diversidad no son tan elevadas como se estimaba. Las estimaciones para este estudio como era de esperarse en muchos casos fueron superiores a los valores obtenidos, puesto que, para tener una aproximación mayor a lo esperado sería necesario extender el periodo de muestreos realizados a lo largo del tiempo en cada una de las matrices y tomar en cuenta las condiciones de cada una.

Posteriormente se realizaron estimaciones para cada uno de los tipos de matrices, estimaciones para las especies de árboles y estimaciones para ambas condiciones en conjunto empleando el estimador Chao únicamente, donde de igual manera la cantidad de especies obtenidas fue menor que lo estimado.

En estudios realizados por Basset et al. (2012), dentro del Parque Nacional San Lorenzo se observaron de igual manera que en este estudio discrepancias entre la riqueza de especies observada y la esperada, lo cual se

argumenta podría ser producto de la composición florística del sitio siendo esta condición similar a lo que tratamos de comprobar dentro de este estudio.

En las curvas de acumulación de especies para cada una de las condiciones evaluadas, las mismas presentaron en todos los casos un crecimiento exponencial que no alcanzó su asíntota, aunque las curvas diferían unas de otras dependiendo de las especies de árboles.

Y según el tipo de matriz de donde se tomaron las muestras en las cuales, al comparar gráficamente se pudo observar una diferencia entre la curva para lo que fueron los monocultivos y la matriz mixta y el bosque, mismas que guardaban una mayor proximidad entre sí.

10.2. Abundancia total de insectos

La menor variación en la abundancia de insectos entre las especies de árboles se presentó en la matriz de cultivo mixto, mientras que los picos de variación fueron más notorios entre las matrices de monocultivo y bosque.

La abundancia total de insectos por matriz y por especie de árbol, demostró que ambos factores influyen sobre la abundancia de insectos significativamente. En estudios como Basset et al. (2016), en donde se presentaban diferencias en las especies de mariposas presentes en un bosque conservado y parcelas de reforestación tanto de especies exóticas como de especies nativas se obtuvieron resultados similares en la abundancia

posiblemente debidos a las variaciones presentes en un tipo de vegetación y otro.

Los gráficos realizados durante el estudio presentaron constantes variaciones en la abundancia de insectos para cada una de las matrices y especies de arboles en cuestión dentro de los análisis, esto debido probablemente a las condiciones generadas por cada especie de árbol y a su vez por el conjunto de especies en los casos donde fue más de una dentro de una misma matriz.

Al corroborar la existencia de esta diferencia en la abundancia se buscó establecer donde estaban estas diferencias en el conjunto de datos, obteniéndose que dentro de la misma especie de árbol no se dieron diferencias significativas a pesar de crecer en matrices diferentes, las principales diferencias se dieron entre las diferentes especies de árboles en sí y la matriz en la que crecían, esto pareció producir un efecto más notable sobre la abundancia de insectos en el dosel.

El tipo de matriz donde crecían estas especies de árboles pudo tener un efecto claro sobre la abundancia de individuos, por ejemplo se notaron cambios principalmente entre las matrices de monocultivo y el bosque, esto en parte pudo deberse a los cambios introducidos por el hombre a las parcelas tomando en cuenta que estos tipos de crecimiento monoespecíficos llevan a una simplificación en la estructura del dosel ocasionando cambios en la iluminación y

las áreas abiertas que pueden jugar un papel importante en la biología de algunos grupos de insectos (Gossner 2009).

10.3. Abundancia total por grupos funcionales

Se observaron ligeras diferencias entre los grupos funcionales dependiendo de la matriz en la que se encuentran y también se observan algunos grupos más abundantes que otros.

La matriz que presentó la mayor abundancia de individuos en la mayoría de los grupos funcionales establecidos fueron la matriz mixta, mientras que la abundancia en el bosque se encontró en un nivel intermedio y los monocultivos no parecieron variar ampliamente de los valores del bosque, aunque ciertos grupos funcionales parecen responder de una manera más marcada a los cambios dentro de la matriz.

Se aduce que las diferencias significativas, en cierta forma se ven establecidas por el papel que desempeña cada grupo de insectos y sus hábitos alimenticios guardando gran relación con su entorno, y como está organizado el mismo.

La diferencia entre la abundancia de ciertos grupos funcionales de insectos nos permite observar la estrecha relación que puede tener la composición de grupos funcionales inquilinos de un entorno manipulado como serían las parcelas de reforestación y la composición de especies arbóreas dentro de un bosque conservado.

Las variaciones en la composición del bosque pueden introducir cambios en la composición de insectos del dosel, creando una cadena de cambios que se extiende afectando a los insectos asociados a una planta, y así hacia los insectos depredadores o parasitoides de estos mismos.

Todos los grupos funcionales evaluados tuvieron resultados significativos para las diferentes variables, ya fuese según la matriz donde se encontraban, la especie de árbol donde fueron recolectados o la interacción de ambas.

Los insectos carroñeros se vieron mayormente influenciados por la matriz y por la especie de árbol, mientras que los depredadores se vieron mayormente influenciados por la especie de árbol y por la interacción de la especie de árbol y la matriz.

La abundancia de insectos fungívoros se vio afectada por la especie de árbol, la matriz y la interacción de ambas variables, se pudo observar que fueron más abundantes en *L. seemannii* creciendo dentro del bosque; mientras que en otras como en *Cedrela odorata* la abundancia de fungívoros no fue muy representativa dentro de todas las matrices.

Las hormigas estuvieron presentes dentro de todas las matrices y en todas las especies de árboles evaluadas, siendo predominantes dentro de los monocultivos. Según Basset (2001), las hormigas son uno de los grupos más abundantes dentro de los bosques tropicales. Esta abundancia en el grupo de

las hormigas se debe al comportamiento que expresan estos insectos sociales de agruparse en colonias (Hölldobler & Wilson 1990)

La presencia de los insectos fitófagos fue notable dentro de todas las matrices y dentro de todas las especies de árboles que fueron utilizadas para este estudio, exceptuándose esta condición para TR dentro de la matriz de monocultivo, donde al parecer el grupo no estuvo muy representado. De igual manera que para las hormigas su abundancia se vio influenciada por las especies de árboles, demostrando de esta forma lo mencionado en Basset et al. (2012), que las especies vegetales en el entorno se relacionan y surten un efecto sobre la presencia de estos grupos de insectos pudiendo ser utilizadas como predictores de la diversidad de un área específica, en este caso para el grupo de los fitófagos.

Por su parte los generalistas no tuvieron gran presencia en algunas de las matrices, sin embargo, sí estuvieron en todas las especies de árboles, aunque gráficamente, parece que su presencia en cada especie de árbol guarda cierta relación con la matriz en donde crece el mismo. El valor de significancia para este grupo funcional fue dependiendo de las matrices de crecimiento.

Los individuos considerados parasitoides estuvieron bien representados dentro de las matrices y especies de árboles, con la excepción de *Cedreia odorata*.

Los succionadores (Savia), estuvieron presentes en diferentes proporciones dentro de todas las matrices de crecimiento y dentro de todas las especies de árboles, estando más representados en los monocultivos que en las otras matrices de crecimiento.

Muchos de los insectos succionadores incluidos en este grupo pertenecían al orden Hemiptera, que según Novotny et al. (2003) desarrollan una alta dependencia de algunas especies de plantas convirtiéndose estas en sus hospedantes, justificándose de esta manera la abundancia de este orden en el dosel.

En términos generales para cada uno de los grupos funcionales evaluados el tipo de matriz y la especie de árbol tuvieron efectos sobre la abundancia

El grupo savia se vio afectado principalmente por las especies de árboles. Dentro de este grupo se encontraban familias tales como Cicadellidae y Psyllidae que fueron bastante frecuentes dentro de las muestras, estas desarrollan una estrecha relación trófica con la planta hospedera y también forman parte de uno de los grupos más abundantes dentro de los ensambles de insectos del dosel (Kitching et al. 1997).

Los análisis de ordenamiento demostraron que los grupos funcionales presentan algún tipo de variación de una matriz a otra en conjunto con las especies de árboles que componían a cada una. Se pudo observar que el

bosque (B), toma cierta distancia de las matrices de monocultivo (M), y mixta (HD), esto tanto para la riqueza de especies como para la abundancia de individuos basados principalmente en los grupos funcionales. La variabilidad y la heterogeneidad que puede existir en algunos hábitats, la fisionomía de los árboles y plantas, sus estructuras y oferta de recursos, son características que pueden influir claramente sobre la composición taxonómica de determinados lugares (Diodato & Fuster 2016).

Según los resultados obtenidos en Basset et al. (2016) el tipo de plantación y la especie de árbol utilizada para establecer la misma, producen variaciones en la abundancia y la riqueza de especies de insectos, aunque también pueden influir otros factores como la cantidad de luz que puede entrar en la parcela dependiente del dosel, así como la abundancia de vegetación presente en el sotobosque, de cualquier manera estas variables pueden influir de manera distintas sobre cada uno de los grupos que hemos considerado en este estudio. Otros estudios en la Amazonia hacen referencia a la influencia que presenta la composición florística de los bosques sobre los grupos de artrópodos basándose también en la disponibilidad de recursos y nutrientes que brinden las plantas a grupos específicos afectando grandemente su abundancia (Lamarre et al. 2016).

Al parecer el efecto principal de estas condiciones en el ambiente afectan mayormente a los grupos funcionales y su presencia o ausencia dentro de cada una de las matrices o en algunas de las especies de árboles estudiadas. Por

esta parte los planes en las estrategias de conservación o el establecimiento de parcelas de reforestación debería considerar los aspectos de que la diversidad de plantas puede actuar para la conservación de las especies de artrópodos y a su vez de otros organismos (Basset et al. 2012).

Por otra parte, en el análisis agrupamiento jerárquico (distancia Horn, método Ward); donde solo se utilizó la presencia y ausencia de las especies de insectos se lograron observar ciertas diferencias, al parecer algunas especies de árboles se agruparon por la matriz en donde se encontraban formando así grupos como ocurrió entre *H. crepitans* y *L. seemannii* dentro del bosque o *A. excelsum* y *H. crepitans* en las parcelas mixtas que podríamos considerar matrices un poco más semejantes entre sí. Hasta cierto punto pueden existir discrepancias al momento de comparar nuestras parcelas de cultivo de distintas especies forestales con el bosque debido a que las parcelas representan entornos mucho más pequeños en comparación con la heterogeneidad de un bosque en donde la estructura vegetal y su diversidad es superior (Basset et al. 2016).

11. CONCLUSIONES

- La heterogeneidad introducida por la diversidad vegetal dentro de los bosques constituye uno de los principales factores que influyen sobre la diversidad de grupos tróficos de insectos en el dosel.
- La composición vegetal de las parcelas de reforestación influye en gran parte sobre la abundancia y diversidad de grupos tróficos de insectos.
- La matriz mixta demostró que la heterogeneidad en la composición vegetal influye sobre la abundancia y riqueza de todos los grupos funcionales.
- La matriz con la mayor abundancia resultó ser la matriz mixta, misma que también presentó el mayor número de morfoespecies. Por otra parte, la matriz menos abundante resultó ser el bosque, pero fue la segunda en la cantidad de morfoespecies.
- *Luehea seemannii* fue la especie vegetal más relevante en la restauración de los servicios funcionales del bosque.
- En los gráficos exploratorios se muestra que la mayor abundancia se observó en *Luehea* dentro del bosque y a su vez la más baja fue en *Cedrela* dentro de bosque.
- En las especies de árboles muestreados *Luehea seemannii* fue la especie con mayor abundancia seguida de *Hura crepitans*, *Tabebuia rosea*, *Anacardium excelsum* y *Cedrela odorata* en orden decreciente.

- En general la menor variación en la abundancia de insectos entre las especies de árboles se presentó en la matriz de cultivo mixto, mientras que los picos de variación fueron más notorios entre las matrices de monocultivo y bosque

12. BIBLIOGRAFÍA

- Bartlett C. R., E. R. Adams, & A. T. Gonzon Jr. 2011. Planthoppers of Delaware (Hemiptera, Fulgoroidea), excluding Delphacidae, with species incidence from adjacent States. *ZooKeys* 83: 1 – 42. doi: 10.3897/zookeys.83.1176
- Basset, Y., Barrios, H., Ramírez, J. A., López, Y., Coronado, J., Pérez, F., & Leponce, M. 2016. Contrasting the distribution of butterflies and termites in plantations and tropical forests. *Biodiversity and conservation*, 26(1), 151 – 176.
- Basset, Y., P. M. Hammond, H. Barrios, J. D. Holloway & S. E. Miller. 2003. Vertical stratification of arthropod assemblages, En: Basset, Y., V. Novotny, S. Miller & R. Kitching (Eds). *Arthropods of tropical forests: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press, Cambridge, 474p.
- Basset, Y. 2001. Invertebrates in the canopy of tropical rain forest- How much do we really know?. *Plant Ecology*, 153(1-2), 87 – 107.
- Basset, Y., Aberlenc, H. P., Barrios, H., Curletti, G., Berenger, J. M., Vesco, J. P., ...& Marques, F. 2001. Stratification and diel activity of arthropods in a lowland rainforest in Gabon. *Biological Journal of the Linnean Society*, 72(4), 585 – 607.

- Basset, Y., Cizek, L., Cuénoud, P., Didham, R. K., Guilhaumon, F., Missa, O., & Tishechkin, A. K. 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. *Science*, 338(6113), 1481 – 1484.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., & Sayer, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17, 925 – 951.
- Buschke, F. T., & Seaman, M. T. 2011. Functional feeding groups as a taxonomic surrogate for a grassland arthropod assemblage. *African Invertebrates*, 52(1), 217 – 228.
- Butler, R. A. & W. F. Laurance. 2008. New strategies for conserving tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 23:469 – 472.
- Correa-Costa, E. 1986 Artrópodos asociados a Bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth). Tesis doctoral, Universidade Federal do Paraná, Paraná. Brasil. 271p.
- Coto-Alfaro, D. 1998. Estados inmaduros de insectos de los órdenes Coleoptera, Diptera y Lepidoptera: manual de reconocimiento. Turrialba, Costa Rica. CATIE. 153p
- Dagang, A.B.K., & Nair, P.K.R., 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: recent findings and recommendations for future directions. *Agrofor. Syst.* 59, 149 – 155.

- Damascena, J. G., Leite, G. L. D., Silva, F. W. S., Soares, M. A., Guanabens, R. E. M., Sampaio, R. A., & Zanuncio, J. C. 2017. Spatial distribution of phytophagous insects, natural enemies, and pollinators on *Leucaena leucocephala* (Fabaceae) trees in the Cerrado. *Florida Entomologist*, 100(3), 558 – 566.
- Davies, K. F., B. A. Melbourne, & C. R. Margules. 2001. Effects of within- and between-patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology* 82:1830 – 1846.
- DeCoursey, R. M. 1971. Key to the families and Subfamilies of the nymphs of North American Hemiptera – Heteroptera. *Proceeding of the Entomological Society of Washington*, 73 (4): 413 – 428pp.
- Denlinger, D. L. 1980. Seasonal and annual variation in insect abundance in the Nairobi National Park, Kenia. *Biotropica*, 12, 100 – 106.
- Didham, R. K., Ghazoul, J., Stork, N. E., & Davis, A. J. 1996. Insects in fragmented forest: a functional approach. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(6), 255 – 260.
- Didham, R. K., Lawton, J. H., Hammond, P. M., & Eggleton, P. 1998. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 353(1367), 437 – 451.

- Dietrich, C. H. 2005. Keys to the families of cicadomorpha and subfamilies and tribes of Cicadellidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha). The Florida Entomologist, 88(4):502 – 517pp.
- Dietrich, C. H. 2013. South American leafhoppers of the tribe Typhlocybini (Hemiptera: Cicadellidae Typhlocybinae). Curitiba. Zoologia 30 (5): 519 – 568.
- Diodato, L. & A. Fuster. 2016. Composición del ensamble de insectos del dosel de bosques subtropicales secos del Chaco semiárido, Argentina. Caldasia, 38 (1): 197-210.
- Ewers, R. M. and R. K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biological Reviews 81:117 – 142.
- FAO. 2009. State of the World's Forests 2009. Rome. www.fao.org/docrep/011/i0350e/i0350e00.htm.
- FAO, 2010. Global Forest Resources Assessment 2010: Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. FAO Forestry Paper 163.
- FAO. 2016. State of the World's Forests 2016. Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities. Rome. 107 p.

- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487 – 515.
- Fernández F. 2003. Introducción a las hormigas de la región Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 398p.
- Fernández, F. & M.J. Sharkey(eds.). 2006. Introducción a los Hymenoptera de la región Neotropical. Colombia. Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia, 894pp.
- Gauld, I. & B. Bolton. 1988. *The Hymenoptera*. Nueva York, Estados Unidos. Oxford University Press. 332p.
- Gauzens, B., Thébault, E., Lacroix G. & Legendre S. 2015. Trophic groups and modules: two levels of group detection in food webs. *J. R. Soc. Interface*.1220141176. doi.org/10.1098/rsif.2014.1176
- Gossner, M. M. (2009). Light intensity affects spatial distribution of Heteroptera in deciduous forest. *European Journal of Entomology*, 106(2), 241 – 252.
- Goulet, H., Huber, J.T. 1993. *Hymenoptera of the world: An identification guide to families*. Ottawa, Canada: Agriculture Canada, 668p.
- Grimbacher, P. S., & Stork, N. E. 2009a. How do beetle assemblages respond to cyclonic disturbance of a fragmented tropical rainforest landscape? *Oecologia*, 161(3), 591 – 599.

- Grimbacher, P. S., & Stork, N. E. 2009b. Seasonality of a Diverse Beetle Assemblage Inhabiting Lowland Tropical Rain Forest in Australia. *Biotropica*, 41(3), 328 – 337. doi:10.1111/j.1744-7429.2008.00477.x
- Hamilton, A. J., Novotný, V., Waters, E. K., Basset, Y., Benke, K. K., Grimbacher, P. S., ... & Stork, N. E. 2013. Estimating global arthropod species richness: refining probabilistic models using probability bounds analysis. *Oecologia*, 171(2), 357-365.
- Hartley, M.J., 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *For. Ecol. Manage.* 155, 81 – 95.
- Harvey, C.A., Medina, A., Merlo Sanchez, D., Vilchez, S., Hernandez, B., Saenz, J.C., Maes, J.M., Casanoves, F., & Sinclair, F.L., 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecol. Appl.* 16, 1986 – 1999.
- Hölldobler, B., & Wilson E. O. 1990. *The ants*. Harvard University Press.
- Jaffé, K. 1993. *El mundo de las hormigas, Venezuela*. Ediciones de la Universidad Simón Bolívar, 190p.
- Kitching R.L., Mitchell H., Morse G. & Thebaud C. 1997: Determinants of species richness in assemblages of canopy arthropods in rainforests. In Stork N.E., Adis J. & Didham R.K. (eds): *Canopy Arthropods*. Chapman & Hall, London, pp. 131 – 150.

- Lamarre, G. P., Hérault, B., Fine, P. V., Vedel, V., Lupoli, R., Mesones, I., & Baraloto, C. 2016. Taxonomic and functional composition of arthropod assemblages across contrasting Amazonian Forest. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 227 – 239.
- Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628 – 1632.
- Lassau, S.A., Hochuli, D.F., Cassis, G., & Reid, C.M. 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions* 11(1):73 – 82.
- Leps, J., Smilauer, P. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data*. České Budejovice: University of South Bohemia.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., ... & Wardle, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, 294(5543), 804 – 808.
- Mateo-Vega, J., Arroyo-Mora, J. P., & Potvin, C. (2019). Tree aboveground biomass and species richness of the mature tropical forests of Darien, Panama, and their role in global climate change mitigation and biodiversity conservation. *Conservation Science and Practice*, 1(8), e42.
- Medianero, E., Carrasco, G., Pérez, E., Araúz-Araúz, B., Castaño-Meneses, G., & Martínez-Torres, A. 2017. Composición de la comunidad de artrópodos

que habitan en el dosel de un bosque tropical de tierras bajas en Panamá.
Scientia, 27(2), 51 – 67.

Mercado, A. 2011. Ecology of beetle assemblages in a panamanian tropical forest with a taxonomic notes on Curculionidae and Histeridae. Department of natural resource sciences. McGill University. Québec, Canada, 155p.

Moran, V. C., & Southwood, T. R. E. 1982. The guild composition of arthropod communities in trees. *The Journal of Animal Ecology*, 289 – 306.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58 – 62.

Navarrete-Heredia, J. L., A. F. Newton, M. K. Thayer, J. S. Ashe, & D. S. Chandler. 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México. Illustrated guide to the genera of Staphylinidae (Coleoptera) of Mexico. México. Universidad de Guadalajara y CONABIO. 401p.

Novotny, V., Basset, Y., & Kitching, R. L. 2003. Herbivore assemblages and their food resources. *Arthropods of tropical forest: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press, Cambridge, 40 – 53.

- Novotny, V., & Weiblen, G. D. 2005. From communities to continents: beta diversity of herbivorous insects. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 463 – 475). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Ødegaard, F. 2006. Host specificity, alpha-and beta-diversity of phytophagous beetles in two tropical forests in Panama. *Biodiversity & Conservation*, 15(1), 83 – 105.
- Passamani, M., & Ribeiro, D. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 69, 305 – 309.
- Plath, M., Mody, K., Potvin, C., Dorn, S., 2011. Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: small-scale effects on tree performance and insect herbivory. *For. Ecol. Manage.* 261, 741 – 750.
- Perfecto, I. & J. Vandermeer. 2008. Biodiversity Conservation in Tropical Agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:173 – 200.
- Pompeo, P., Oliveira, C., Santos, M., Mafra, A., Klauberg, O. y Baretta, D. 2017. Morphological diversity of Coleoptera (Arthropoda: Insecta) in agriculture and forest systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41, e0160433.
- Rengifo-Correa, L. A. & R. González. 2011. Clave ilustrada para la identificación de las familias de Pentatomomorpha (Hemiptera-Heteroptera) de

distribución neotropical. Colombia. Boletín Científico del Museo de Historia Natural 15(1): 168 – 187.

Root, R. B. (1967). The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. Ecological monographs, 37(4), 317-350.

Root, R. B. (1973). Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). Ecological monographs, 43(1), 95-124.

Salt, G. W. (1953). An ecologic analysis of three California avifaunas. The Condor, 55(5), 258-273.

Salt, G. W. (1957). An analysis of avifaunas in the Teton Mountains and Jackson Hole, Wyoming. The Condor, 59(6), 373-393.

Santos, A., H. Barrios, I. G. Luna. 2009. Diversidad de insectos en cuatro especies de plantas maderables nativas establecidas en monocultivos y cultivos mixtos en Sardinilla, Panamá. Entomotropica, 24 (1), 11-22.

Santos-Filho, M., Peres, C. A., Da Silva, D. J., & Sanaiotti, T. M. (2012). Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. Biodiversity and Conservation, 21(4), 1127-1147.

Schmidt, B. C. & J. Roland. 2006. Moth Diversity in a Fragmented Habitat: Importance of Functional Groups and Landscape Scale in the Boreal

- Forest, *Annals of the Entomological Society of America*, 99 (6): 1100-1120. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2006\)99\[1110:MDIAFH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2006)99[1110:MDIAFH]2.0.CO;2)
- Smithers, C. N. 1990. Keys to the families and genera of Psocoptera (Arthropoda: Insecta). Technical Reports of the Australian Museum N° 2. 82pp.
- Soto-Rodríguez, G. A., Rodríguez-Arrieta, J.A., González Muñoz, C., Cambero-Campos, J. & Retana-Salazar, A. P. 2017. Clave para la identificación de géneros de thrips (Insecta: Thysanoptera) comúnmente asociados a plantas ornamentales en Centroamérica. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 33(3), 454 – 463pp.
- Stork, N. E. 1987. Guild structure of arthropods from Bornean rain forest trees. *Ecological Entomology*, 12(1), 69 – 80.
- Stork, N. E., & Grimbacher, P. S. 2006. Beetle assemblages from an Australian tropical rainforest show that the canopy and the ground strata contribute equally to biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1596), 1969 – 1975.
- Susilo, F. X., Indriyati, I., & Hardiwinoto, S. 2009. Diversity and abundance of beetle (Coleoptera) functional groups in a range of land use system in Jambi, Sumatra. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 10(4): 195-200.

- Triplehorn, C. A., D. J. Borror & N. F. Johnson. 2005. Borror and DeLong's introduction to the study of insects. Australia, 7th ed.: Thomson, Brooks/Cole. 864p.
- Turpaeva, E. P. 1957. Food interrelationships of dominant species in marine benthic biocoenoses. Transactions of the Institute of Oceanology (Marine Biology), 20, 137 – 148.
- Wishnie, M.H., Dent, D., Mariscal, E., Deago, J., Cedeno, N., Ibarra, D., Condit, R., Ashton, P., 2007. Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. Forest Ecol. Manage. 243, 39 – 49.
- Wolda, H. 1979. Abundance and diversity of Homoptera in the canopy of a tropical forest. Ecological Entomology, 4(2), 181 – 190.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: why?. Annual review of ecology and systematics, 19(1), 1 – 18.
- Wormald, T.J. 1992. Mixed and pure forest plantations in the tropics and subtropics. Food and Agricultural Organization, Rome. 152 p.
- Yaacobi, G., Ziv, Y., & Rosenzweig, M. L. 2007. Effects of interactive scale-dependent variables on beetle diversity patterns in a semi-arid agricultural landscape. Landscape Ecology, 22(5), 687 – 703.

Zenner, G., M. Stöckmann & R. Niedringhaus. 2005. Preliminary key to the nymphs of the families and subfamilies of the German Auchenorrhyncha fauna. Beiträge zur Zikadenkunde 8: 59 – 78 pp.