UCLV
Universidad Central
"Marta Abreu" de Las Villas

FCA
Facultad de
Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología

TRABAJO DE DIPLOMA

Título del trabajo: Efectos de un vial sobre la entomofauna en un bosque semideciduo de Cayo Coco, Cuba

Autor del trabajo: Eily Rodríguez Suárez

Tutor del trabajo: MSc. Mabel López Rojas

Santa Clara, junio 2018
Copyright©UCLV

Este documento es Propiedad Patrimonial de la Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, y se encuentra depositado en los fondos de la Biblioteca Universitaria “Chiqui Gómez Lubian” subordinada a la Dirección de Información Científico Técnica de la mencionada casa de altos estudios.

Se autoriza su utilización bajo la licencia siguiente:

Atribución- No Comercial- Compartir Igual

Para cualquier información contacte con:

Dirección de Información Científico Técnica. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. Carretera a Camajuaní. Km 5½. Santa Clara. Villa Clara. Cuba. CP. 54 830

Teléfonos.: +53 01 42281503-1419

Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología

Trabajo de Diploma

Efectos de un vial sobre la entomofauna en un bosque semideciduo de Cayo Coco, Cuba

Autora: Eily Rodríguez Suárez

Tutor: MSc. Mabel López Rojas

Santa Clara, 2018

Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Departamento de Biología

Trabajo de Diploma

Efectos de un vial sobre la entomofauna en un bosque semideciduo de Cayo Coco, Cuba

Autora: Eily Rodríguez Suárez

Tutor: MSc. Mabel López Rojas*

*Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Rotonda Los Almacigos, Cayo Coco, Morón, Ciego de Ávila, Cuba.

Teléfono: (033) 301136, (033) 301104

e-mail: mabel@ciec.cu

Santa Clara, 2018

“Coches, ruidos, trenes, asfalto, luces, vallas… interfieren en mi camino. Me asustan. Me bloquean, surgen por sorpresa y no me da tiempo a reaccionar. Todos mis antecesores pasaron por aquí durante siglos. Yo aprendí de ellos, y es lo que intento enseñar a mi descendencia. Al otro lado está la comida, al otro lado está mi pareja, al otro lado… Ellos son tan rápidos y yo tan lento… creo que no tendré posibilidades...”.

Virginia Nieto y Alberto Macías

A mis padres…….

A mi prima Reiko por ser mi ejemplo…….

AGRADECIMIENTOS

No tengo palabras para agradecerle a todas aquellas personas que de una forma u otra me apoyaron e hicieron posible que llegara hasta aquí……soy de pocas palabras, y más de sentimientos, así que me cuesta expresarme.

Mis más sinceros agradecimientos a:

Mi familia por la dedicación, preocupación, apoyo durante todos estos años de la carrera; en especial a mis padres que me apoyaron en todas mis decisiones, por tenerme paciencia, confianza. Por estar seguros de la persona que soy y de hasta soy capaz de llegar cuando me lo propongo.

Mi prima Reiko por ser mi ejemplo en la vida, por tener mucha confianza en mí, y darme ánimos, por su apoyo y consejos, gracias a ella hoy es posible la realización de esta tesis.

Mis amistades, son muchas y espero agradecerles en persona, aun así, muchas gracias a Erisbel, mi mejor amigo, más que amigo el hermano que nunca tuve, gracias por tenerme paciencia, muchaaaaaaa paciencia, confianza, por ser capaz de entenderme, apoyarme, aguantarme, ayudarme en los estudios durante la carrera. Gracias por día a día recordarme de lo mucho que puedo lograr si me lo propongo, que como dice él: todo es cuestión del incentivo correcto. Por nunca dejar de repetirme que puedo dar más de mí en todo momento, el más que nadie sabe de lo que soy capaz de lograr…… A ti, más que gracias…….

Mi mimi (Seila), gracias por todo, por lo que vivimos, por la paciencia, por entenderme, por la amistad tan bonita que tenemos, por los ánimos, por nunca dejarme sola, por enseñarme tantas cosas en esta vida, por su preocupación, y

más durante el tiempo de tesis, por ser mi mama pequeña, no tengo palabras para ti porque sabes lo mucho que significas para mí. Gracias…….

Las niñas del antiguo cuarto 311B del C2, mi año anterior, a todas mil gracias por todo lo que vivimos, compartimos, por la preocupación, por los ánimos y fuerzas cuando me ''caí''. En especial a Yle, Dianelys y Lisbet.

Mi grupo de 5to Biología por acogerme tan bien, aguantarme, tenerme paciencia, por los momentos vividos juntos, en especial a Claudia Cruz, Eliany, Yeliany y Ariandy. Sin ustedes los meses en el cayo no hubieran sido tan divertidos y pasajeros, gracias por compartir momentos de risas y llanto, por aguantarme y tenerme paciencia en todo, por la confianza, por los ánimos y apoyo, por sacarme risas, por darme gustos, por añoñarme tanto, no me alcanzarían las hojas para todo por lo que les agradezco. Gracias……

Eliany, ''mi tercera tutora'', por la paciencia y el tiempo dedicado, por las horas extra de su tiempo dedicadas a……sin ti …, por las conversaciones para despejar cuando más estresada estaba y darme ánimos y fuerza.

Yeliany y Claudia,que hubiera hecho yo sin aquel jueguito que me sacaba las sonrisa y me relajaba cuando más estresada y preocupada estaba y a Ariandy por su confianza, sus consejos, su amistad.

Las niñas de cuarto 310B del C2, a Liem, Leidy y Sara, gracias por la confianza y acogerme tan bien, por los momentos de risas, chismes, consejos y la preocupación durante la carrera y la tesis.

Daylon, gracias por la preocupación, ayuda, apoyo, dedicación, confianza, por su amistad, por creer en mí, por sus consejos, mil gracias por todo…….

Las amistades de la universidad y de la ciudad de Santa Clara, que de una forma u otra estuvieron atentos y preocupados por la realización de esta tesis y por mi durante la carrera, en especial a Ale, por sus consejos, por la amistad, por los momentos vividos, por la experiencia…..De Santa Clara que podre decir son tantos casi familia, en especial a Yudi y Ale, por acogerme tantas veces en su casa, por su confianza, consejos y experiencia y a Dany, por su amistad y preocupación.

Alan, por ser esa persona que despertó en mí el interés por los insectos, por ser mi ejemplo a seguir tanto como persona como investigador, dentro del mundo de los bichitos, por su dedicación y tiempo a mis duditas. Profe muchas gracias….

Katia, no tengo palabras para expresar lo que significas para mí, gracias por la confianza y apoyo, por tener fe en mí, por la preocupación, por tus palabras, por ser esa persona grande que eres, a ti …muchas gracias……

Todos los profes que de una manera u otra me formaron como profesional, por las clases, los momentos vividos…….

Al Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros por permitirme la realización de esta tesis, por acogerme en sus instalaciones…….

Mabel, mi tutora, gracias por el tiempo, dedicación, apoyo, por su confianza y enseñanzas, tanto en la investigación como en lo personal. Gracias por guiarme y enseñarme tanto, gracias……

Yunier, que podre decir de ti, mi socito, muchas gracias por permitirme ser tu alumna especial, por el tiempo dedicado a mis berrinches, por las palabras serias y no muy serias, por tu ayuda con los programitas raros……por calmarme,

escucharme, aguantarme, hacerme reír, por tus consejos, por ser como eres conmigo…….

Todas las personas del CIEC por la preocupación y apoyo, por sacarme risas y pasar buenos momentos. Entre ellas: José Ramón, nuestro Jose, gracias por la confianza, las risas, por darme ánimos y fuerza, por hablarme fuerte cuando lo necesitaba para demostrarme que con llorar no se resuelve nada, ahhh por aguantarme peleando ……Jose, a pesar del poco tiempo que nos conocemos gracias por tu amistad. A Nela por su preocupación, apoyo, historias, cuentos, experiencias y más por ese flan que no podía faltar para mimarnos. A Dania (Lila) gracias por las comiditas, desayunos, por mimarnos tanto.

Gracias a todos……..

RESUMEN

La fragmentación por carreteras es una de las principales causas que afecta a la fauna terrestre. La determinación del efecto de un vial principal sobre la entomofauna en un bosque semideciduo se llevó a cabo por primera vez en Cayo Coco. El estudio se realizó en el año 2016, entre los meses de abril y mayo. Se realizaron diez puntos a lo largo del vial; en cada uno se trazaron tres transectos en forma de gradiente del borde al interior del bosque y paralelos a la carretera. Para la captura de los insectos se utilizó como método de muestreo el jameo con red entomológica sobre la vegetación. Se capturaron un total de 2544 individuos y 187 especies, de ellas, 10 son nuevos registros para Cayo Coco y para el Archipiélago de Sabana-Camagüey. Se destacan por la abundancia y riqueza de especies los órdenes Coleoptera e Hymenoptera y la familia Formicidae. No se encontraron cambios en la abundancia, composición y riqueza de especies provocado por el efecto de borde a lo largo del gradiente borde-interior. El 23% de las especies fueron identificadas como generalistas, y dentro de las especialistas se identificaron un mayor número de especie con preferencia por el borde que por el interior del bosque. El análisis de redundancia mostró poca asociación entre las variables climáticas y de la vegetación con los órdenes de insectos, probablemente debido a la ausencia de un gradiente ambiental evidente en el área de estudio.

Palabras clave: Cayo Coco, efecto de borde, fragmentación, insectos.

ABSTRACT

Fragmentation by roads is one of the main causes that affects the terrestrial fauna. The determination of the effect of a main road on the entomofauna in a semideciduous forest was carried out for the first time in Cayo Coco. The study was conducted in 2016, between the April and May. Ten points were made along the road; in each one three transects were drawn in the form of a gradient from the edge to the interior of the forest and parallel to the road. For the capture of the insects, an entomological net over the vegetation was used as a sampling method. A total of 2544 individuals and 187 species were captured, of which 10 are new records for Cayo Coco and for the Sabana-Camagüey Archipelago. The Coleoptera and Hymenoptera orders and the Formicidae family stand out for the abundance and richness of species. No changes were found in the abundance, composition and species richness caused by the edge effect along the edge-interior gradient. 23% of the species were identified as generalists, and within the specialists a greater number of species were identified, preferably by the edge than by the interior of the forest. The redundancy analysis showed little association between climatic and vegetation variables with insect orders, probably due to the absence of an evident environmental gradient in the study area.

Key words: Cayo Coco, edge effect, fragmentation, insects.

Tabla de contenidos

1. INTRODUCCIÓN 1

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA 3

2.1. Efectos provocados por viales 3

2.1.1. Fragmentación de hábitat 3

2.1.2. Efecto de borde 6

2.2. Influencia de los efectos de las carreteras en las comunidades de insectos 10

3. MATERIALES Y MÉTODOS 12

3.1. Composición, abundancia y riqueza de especies 14

3.2. Especies generalistas y especialistas 15

3.3. Influencia de las variables climáticas y de la vegetación en los órdenes de insectos 15

4. RESULTADOS 17

4.1. Composición, abundancia y riqueza de las comunidades de insectos de un bosque semideciduo de Cayo Coco 17

4.2. Especies de insectos generalistas y especialistas presentes en el bosque semideciduo 22

4.3. Relación entre las variables climáticas y de la vegetación con los órdenes de insectos presentes en el bosque semideciduo de Cayo Coco 22

5. DISCUSIÓN 24

5.1. Composición, abundancia y riqueza de las comunidades de insectos de un bosque semideciduo de Cayo Coco 24

5.2. Especies de insectos generalistas y especialistas presentes en el bosque semideciduo 27

5.3. Relación entre las variables climáticas y de la vegetación con los órdenes de insectos presentes en el bosque semideciduo de Cayo Coco 29

6. CONCLUSIONES 31

7. RECOMENDACIONES 31

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 33

1. INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad constituye una de las principales preocupaciones ambientales de la sociedad en nuestros días (Thuiller *et al.*, 2004). En este contexto una de las causas que compromete la supervivencia de las especies es la fragmentación y destrucción de los hábitats (Primack, 1998; Crooks y Sanjayan, 2006).

La fragmentación puede deberse a procesos naturales, pero en la actualidad es principalmente causada por la actividad humana. Ambas causas provocan fuertes repercusiones en la viabilidad de las poblaciones, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Schelhas y Greenberg, 1996). Cuando un ecosistema es fragmentado se cambian las condiciones bióticas y abióticas de los fragmentos produciéndose el efecto de borde (Fahrig, 2003).

La acción de la actividad humana desde sus inicios ha determinado que la gran mayoría de los ecosistemas presenten algún grado de fragmentación. Esto es debido a la tala de bosques, establecimiento de cultivos, canales, línea de transmisión, carreteras u otra obra de infraestructura (Santos y Tellería, 2006). En el caso de los proyectos viales o carreteras a pesar de traer consigo grandes beneficios, causan fuertes impactos sobre el ambiente (Arroyave *et al.*, 2006). Tradicionalmente se ha dedicado más atención a los efectos del impacto viario sobre los vertebrados y plantas (Forman y Alexander, 1998) que sobre los invertebrados (Spellerberg, 1998; Haskell, 2000; Soto *et al.*, 2016).

El uso de los insectos como evaluadores de situaciones de alteración y fragmentación ha sido extensamente documentado a nivel mundial (Nichols *et al.*, 2008). Según Kattan (1998), Armbrecht y Ulloa-Chacón (1999) y Pardo-Locarno *et al.* (2000), se ha observado una disminución en la diversidad provocada por la fragmentación, además de demostrar la sensibilidad de los insectos a este proceso. Estos cambian su distribución, diversidad o abundancia en función de la configuración espacial de los paisajes. Las respuestas a la fragmentación son muy variables; algunas especies de insectos son favorecidas, mientras que otras son perjudicadas (Didham, 1997; Collinge y Forman, 1998).

En Cuba existen muy pocos estudios sobre la fragmentación de hábitat y sus efectos en las comunidades de insectos (*e.g.* Viña, 2000; Rodríguez-León, 2009). En Cayo Coco resultados como los de Fontenla (1994), Genaro (1994), Rodríguez-León *et al.* (2000), Rodríguez-León *et al.* (2002), Rodríguez-León y López (2002), Parada *et al.* (2006), Rodríguez-León y Hidalgo-Gato (2007) y Fernández (2009) se han centrado en estudios

taxonómicos e inventarios de las especies. Además trabajos como el de Fernández y López (2003) y Rodríguez-León (2009) han tratado de cuantificar las variaciones temporales y espaciales de los insectos. En el caso de la fragmentación de hábitat por carreteras, no existe ningún estudio realizado en el país vinculado a los insectos.

El amplio y acelerado desarrollo turístico que se lleva a cabo en Cayo Coco ha traído consigo alteraciones en los ecosistemas y fragmentación de hábitat. Actualmente se desconoce cómo estas modificaciones antropogénicas han influido en las comunidades de insectos, por lo que no se ha podido estudiar la influencia de un vial principal en la composición, abundancia y riqueza de especies de insectos de un bosque semideciduo.

Debido a la problemática anteriormente expuesta nos planteamos la siguiente hipótesis:

El efecto de borde que se produce por el vial principal que atraviesa un bosque semideciduo se manifiesta con cambios en la composición, abundancia y riqueza de las comunidades de insectos a lo largo del gradiente borde-interior.

Objetivo general

Determinar la influencia de un vial principal en las comunidades de insectos de un bosque semideciduo de Cayo Coco, a lo largo del gradiente borde-interior.

Objetivos específicos

1. Determinar la abundancia, composición y riqueza de las especies de insectos en un gradiente desde el borde del vial al interior del bosque semideciduo.

2. Identificar si las especies encontradas en el bosque son especialistas de hábitat de interior o de borde, o generalistas.

3. Determinar la influencia de las variables climáticas y de la vegetación en la abundancia, composición y riqueza de especies.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Efectos provocados por viales

Los proyectos viales han sido considerados como obras que representan un beneficio social y económico, por lo que constituyen un elemento importante para el desarrollo humano (Koivula y Vermeulen, 2005a; Arroyave *et al.*, 2006). Sin embargo, la construcción de carreteras causa efectos negativos sobre el ambiente (Findlay y Houlahan, 1997; Georgii *et al.*, 2011). Estos se pueden agrupar en tres categorías: directos, indirectos y acumulativos. Los directos son los efectos primarios asociados a la construcción de una carretera. Entre ellos se pueden citar la pérdida de hábitat, el efecto de borde, la función ecológica de los márgenes, la mortalidad causada por colisiones con vehículos y perturbaciones tales como el ruido, el polvo, la iluminación, la erosión, la sedimentación y la contaminación ambiental. En la práctica, estos efectos pueden actuar de forma sinérgica aumentando el impacto negativo (Forman y Alexander, 1998; Coffin, 2007). Los efectos indirectos son consecuencia de los impactos directos. Por lo general son el resultado de las actividades humanas como la construcción de complejos industriales y la urbanización. Los efectos acumulativos son la interacción y combinación de los efectos directos e indirectos y abarcan un amplio espectro de impactos a diferentes escalas espaciales y temporales (Ledecand y Posas, 2003).

Según Rajvanshi *et al.* (2001) entre los efectos más significativos provocado por las carreteras se encuentra la fragmentación de hábitats, proceso que recoge las consecuencias de todos los efectos directos anteriores. Este proceso lleva consigo la modificación y restricción de los movimientos de los animales, la introducción de especies exóticas y la disminución de las poblaciones de especies de flora y fauna nativa. Además la alteración del ciclo hidrológico, la erosión del suelo y la contaminación ambiental (Ossa y Galván-Guevara, 2015).

2.1.1. Fragmentación de hábitat

La destrucción de hábitats naturales y su fragmentación por las actividades humanas son dos de los principales procesos que conducen a la crisis global de la biodiversidad (Haddad *et al.*, 2015b). Conservacionistas, planificadores y ecólogos se refieren a la pérdida y aislamiento de hábitat con el término fragmentación (Collinge, 1996). Se considera la fragmentación como un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando

reducido a parches o islas de menor tamaño, conectadas entre sí por una matriz de hábitats diferentes al original (Forman, 1995; Fahrig, 2003).

Según Fahrig (2003), el proceso de fragmentación es conceptualmente complejo. El mismo puede subdividirse como la disminución total del área de hábitat original (pérdida de hábitat) y la fragmentación *per se* (sin pérdida de hábitat).

La fragmentación según Andrén (1994), McGarigal y Cushman (2002) y Fischer y Lindenmayer (2007) es el resultado de tres procesos de alteración paisajística:

1) la reducción directa en los tamaños de las poblaciones, provocada por la pérdida neta del hábitat,

2) la reducción indirecta en dichos tamaños, debida a la dificultad de dispersión entre subpoblaciones por el incremento del aislamiento entre fragmentos,

3) la disminución en la eficacia biológica de las especies de los fragmentos, debido al incremento de la relación perímetro/superficie, a las condiciones ambientales nocivas que impone la matriz circundante.

Dependiendo del tipo de intensidad y del grupo estudiado, la fragmentación puede tener efectos negativos y positivos (Huston, 1994). A pesar de los estudios realizados, aún son escasos los conocimientos sobre cuáles son los mecanismos de respuesta de los ecosistemas y de las especies a los cambios en la configuración de los hábitats (McGarigal y Cushman, 2002; Fischer y Lindenmayer, 2007).

Para conocer bien un hábitat fragmentado hay que tener en cuenta el número de fragmentos, su tamaño, forma y su grado de aislamiento (Harper *et al.*, 2005). En las investigaciones realizadas por Fahrig (2013) se utiliza el tamaño del fragmento y el aislamiento para predecir la riqueza de especies, la abundancia y la presencia de especies individuales. Los fragmentos de hábitat de mayor tamaño son estructuralmente más complejos y heterogéneos. Estos permiten el establecimiento de un mayor número de especies por contar con muchos recursos. Por otra parte, según Santos y Tellería (2006) cuantos más pequeños son los fragmentos, mayor será la vulnerabilidad para las especies a las condiciones ambientales adversas. Esta probabilidad aumenta cuanto menor sea el número de individuos que formen las poblaciones que permanecen en los fragmentos (Echeverría *et al.*, 2007).

La forma del fragmento determina principalmente la longitud y las propiedades del borde (efecto de borde), así como la interacción del hábitat fragmentado con los adyacentes o matriz circundante (Laurence y Yensen, 1991). Cuando se generan hábitats de borde, pueden ocurrir cambios en el comportamiento de las variables abióticas. Esto puede tener efectos diferenciales, perjudiciales o no, sobre la distribución y abundancia de las especies que pueden o no adaptarse a estas nuevas condiciones (Murcia, 1995; López-Barrera *et al.*, 2007) y sobre las interacciones biológicas (Bustamante y Grez, 1995).

El efecto de la fragmentación puede ser visto en varios niveles de organización biológica, desde cambios en la frecuencia genética dentro de poblaciones hasta cambios sobre el continente, en la distribución de especies y ecosistemas (Morláns, 2000). En las fases iniciales del proceso de fragmentación, la pérdida de superficie es la principal causa de disminución de diversidad biológica. En fases más avanzadas, los efectos del aislamiento de los individuos toman mucha más importancia (Santos y Tellería, 2006). Algunos estudios indican que el número de especies presentes en un hábitat disminuye significativamente cuando se pierde más del 80% del hábitat original y los fragmentos de hábitat que quedan están aislados (Andrén, 1994).

Las consecuencias de la fragmentación de hábitats para la fauna son complejas, ya que las especies responden de forma distinta a la pérdida y al aislamiento del medio (Haddad *et al.*, 2015a). Generalmente, a medida que aumenta la fragmentación y disminuye la cantidad de hábitat remanente, las poblaciones suelen deprimirse numéricamente por un aumento en la emigración o por una disminución en la supervivencia o reproducción. Sin embargo, inmediatamente luego de la fragmentación se puede producir una acumulación de individuos y especies en los fragmentos, debido a la colonización de organismos que utilizan el hábitat perdido (Santos y Tellería, 2006; New, 2009).

Muchos trabajos tratan de explicar la susceptibilidad de las especies a la fragmentación en función de rasgos ecológicos como el grado de rareza, el tamaño corporal, la capacidad de movimiento, el grado de especialización en dieta o requerimientos ambientales, y el nivel trófico (Ewers y Didham, 2006; Lindenmayer y Fischer, 2006). Dichos organismos serían los más susceptibles a sufrir los efectos negativos de la pérdida de hábitat, por lo que tienen una mayor probabilidad de desaparecer (Holt *et al.*, 1999). En cambio, las especies que son abundantes utilizan hábitats diversos o antropizados, capaces de soportar ciertos niveles de perturbación, no se verán afectadas tan significativamente (Peláez *et al.*, 2015). La incorporación de estos componentes de susceptibilidad asociado a características

específicas de los individuos, mejora la capacidad para predecir los efectos sobre las especies y a nivel de comunidad (Lindenmayer y Fischer, 2006).

Existen factores que pueden ocultar o confundir la detección de los efectos biológicos de la fragmentación de hábitats en los estudios ecológicos (Ewers y Didham, 2006). Uno de ellos lo constituye la demora en la manifestación de los efectos de la fragmentación. El hecho de que una especie no muestre efectos aparentes ante un proceso de fragmentación en el momento estudiado, más que indicar que el organismo no se afecta por la alteración paisajística, puede significar que dichos efectos no se hayan manifestado (Honnay *et al.*, 2005).

2.1.2. Efecto de borde

El aumento del efecto de borde es motivo de preocupación por parte de los investigadores y ecólogos del mundo entero (Ossa *et al.*, 2015). Este efecto se presenta cuando un ecosistema es fragmentado y se cambian las condiciones bióticas y abióticas de los fragmentos y de la matriz circundante (Fahrig, 2003). Según Murcia (1995) existen tres tipos de efecto de borde sobre los fragmentos: el efecto abiótico, biológico directo y biológico indirecto.

El efecto abiótico es considerado como cambios en las condiciones medioambientales y dentro de ellos los cambios microclimáticos. Las características microclimáticas producen un gradiente ambiental desde el borde hacia el interior del fragmento (Santos y Tellería, 2006). Generalmente la luminosidad, la evapotranspiración, la temperatura, la velocidad del viento disminuyen; mientras la humedad del suelo aumenta hacia el interior del fragmento (Morláns, 2000).

La variación en las condiciones climáticas en los fragmentos afecta a las plantas y a los animales en diferentes formas, incluyendo su distribución, abundancia, caracteres morfológicos, metabolismo y comportamiento (Lázcares, 2013). La respuesta de los organismos a los cambios ambientales puede estar dada por diferentes factores. En el caso de los insectos la temperatura, precipitación, viento, y la humedad pueden comprometer su actividad estacional y varía de acuerdo al grupo taxonómico de que se trate (Rubio *et al.*, 2002). Además, afectan las fluctuaciones de las poblaciones (Sánchez *et al.*, 2009).

Muchos investigadores plantean que la temperatura es uno de los factores que influyen mayormente en la distribución, comportamiento, desarrollo, supervivencia y reproducción de los insectos (Lombardero *et al.*, 2000; Castro y Espinosa, 2016). Además, Price (1997)

asegura que los efectos de la temperatura son superiores a los efectos de cualquier otro factor ambiental. Por ejemplo, a algunos insectos les toma varios años completar un ciclo de vida y requieren de bajas temperaturas (Fuentes-Montemayor *et al.*, 2012). Sin embargo, se ha confirmado que insectos pertenecientes al orden Hemiptera y Thysanoptera son los más beneficiados en condiciones de alta temperatura, lo cual favorece la tasa reproductiva de estos los mismos (Vásquez, 2011).

Varios estudios como el de Escobar y Ulloa (2000) plantean que la precipitación no es un factor importante para explicar los cambios en la abundancia de la fauna de insectos. Sin embargo, esto contrasta con lo encontrado por otros trabajos donde se registran marcados cambios en la riqueza, abundancia y composición de las comunidades de escarabajos coprófagos de acuerdo con los regímenes de lluvia (Escobar, 1997). Además, en el caso de los escarabajos, cuando llueve suelen aparearse menos y muestran menos interés por el sexo. No obstante, las precipitaciones, favorecen el ciclo reproductor y la proliferación de los insectos voladores (sobre todo los dípteros) y rastreros (cucarachas, hormigas, grillos) (Lucientes, 2015). Por otro lado, las polillas muestran que cuando se prolongan las lluvias se favorece la eclosión de sus huevos (Kwon *et al.*, 2012). Adicionalmente, bajo estas condiciones se pude presentar una redistribución de poblaciones de plagas, siendo vectores de dispersión el agua y el viento (Vásquez, 2011).

En el caso de la humedad, algunos investigadores reportan que este factor puede jugar importantes papeles en el comportamiento de las especies de insectos (Coviella y Trumble, 1999). Las hormigas tienden a trasladarse hacia lugares secos porque la existencia de suelos con altos niveles de humedad que destruyen los hormigueros. También Escobar y Ulloa (2000) demostraron las preferencias de varias especies de coleópteros por determinados tipos de suelos y su contenido de humedad. Según Axmacher y Fiedler (2008) el efecto de la temperatura y la humedad sobre el cambio en la composición de especies afecta la alta diversidad de las mariposas nocturnas.

Otro tipo de efecto de borde es el biológico directo que es causado por el cambio en las condiciones físicas cercanas al borde y determinado por la tolerancia fisiológica de las especies que se encuentren en dicha área (Morláns, 2000). Estos efectos involucran cambios en la abundancia y distribución de las especies, la estructura de la vegetación y la oferta de alimento para la fauna (Granados *et al.*, 2014).

En el caso de los bosques, no sólo se trata de la pérdida directa de la vegetación, sino que existen efectos que se extienden hasta el interior del bosque debido a los cambios microclimáticos provocados por la apertura del dosel y por la creación de límites abruptos nuevos. En el bosque hay muchas características abióticas y bióticas del dosel que son diferentes a las que encontramos en el sotobosque (Medianero *et al.*, 2003). Por ejemplo: la iluminación, la temperatura del aire, el viento, las fluctuaciones de la humedad relativa y la condensación del agua en la noche, son más altas en el dosel que en el sotobosque (Parker, 1995). En el caso de los insectos estos cambios pueden afectar las estrategias de forrajeo, además, de verse afectados drásticamente por el régimen de luz y el microclima (Roubik, 1993). Schowaltetr (1985) plantea que las especies fitófagas de insectos respondan a la oferta estructural de su hábitat. Además, Escobar y Ulloa (2000) sugieren que la preferencia de los coleópteros por un determinado tipo de hábitat depende más de su respuesta a la intensidad de la luz que penetra a través de la vegetación.

El efecto abiótico también puede afectar tanto a las especies de borde como a las especies de interior, pero no debe ser un factor de importancia para las especies generalistas (Bender *et al.*, 1998; Schweiger *et al.*, 2000). Las especies de interior pueden ser desplazadas y en algunos casos, disminuir el éxito reproductivo debido a las interacciones con las especies generalistas (Didham, 1997). Estas últimas encuentran en el nuevo hábitat condiciones más favorables para su supervivencia y reproducción, al presentar buenas capacidades de dispersión, son capaces de invadir y colonizar los hábitats alterados (Forman, 1995).

Los efectos biológicos indirectos se refieren a los cambios en la dinámica o intensidad de interacciones ecológicas, tales como como la dispersión de semillas (Quesada *et al.*, 2009), la polinización, el crecimiento de las plantas, los patrones de supervivencia o la migración de especies (López-Barrera *et al.*, 2007). Estos efectos traen consecuencias en el funcionamiento y la productividad de las comunidades en el borde de los fragmentos (Carsjens y Lier, 2002). Todas estas consecuencias han derivado en un creciente interés por los impactos biológicamente significativos del efecto de borde en paisajes forestales fragmentados (Ewers y Didham, 2007).

Los estudios de fragmentación de hábitat se han centrado tanto en los efectos de los bordes con un enfoque unilateral como bilateral. El enfoque unilateral se basa en el estudio de los patrones y procesos ecológicos de un borde al interior de un solo hábitat (Fonseca y Joner, 2007; Isaac-Cubides y Urbina-Cardona, 2011). De esta forma, dependiendo del factor a medir se puede evaluar qué tan profundo penetra este efecto dentro de un fragmento

(Laurance *et al.*, 2002; Laurance, 2008). El enfoque bilateral del efecto de borde estudia los patrones y procesos ecológicos en un gradiente desde el interior de un hábitat hasta el interior de otro, a través de la zona de borde. Este enfoque ha sido usado no solamente para describir los bordes naturales, sino también los creados por el hombre (Jules y Shahani, 2003; Fonseca y Joner, 2007). En el caso de carreteras, este efecto se presenta en las inmediaciones o borde de la vía, donde se crean condiciones con menor humedad, mayor temperatura, radiación, susceptibilidad al viento y cambios en los flujos de agua (Ewers y Didham, 2007).

La intensidad del efecto de borde es medida en función de la distancia que penetra hacia el bosque y depende de la resiliencia y la perturbación del sitio. El efecto de borde puede en algunos casos penetrar varias decenas de metros hacia el interior del fragmento y su importancia dependerá del tamaño del fragmento. El alcance de los efectos de borde se puede observar entre uno y más de 100 m desde la vía. La variación en la longitud está dada por el tipo hábitat, la topografía y las condiciones meteorológicas (Goosem y Turton, 2000; Forman *et al.*, 2002; Tejeda, 2009). En muchos ecosistemas atravesados por carreteras se han detectado influencias de borde sobre la composición de la fauna que tienen un radio de dispersión entre 100-200 m. El efecto de borde según Arroyave *et al.* (2006) varía en dependencia del grupo en estudio. Puede penetrar 50 m para aves y 300 m para insectos. Por lo que, según Didham (1997) la distancia hasta donde puede penetrar el efecto de borde puede ser un indicador de la magnitud de los cambios del hábitat. Los efectos de la fragmentación sobre la flora y la fauna dependerán de estas características, además de las de los propios organismos que allí habitan.

Los mecanismos que hacen que actúe el efecto de borde, la intensidad o magnitud de los cambios de ciertas variables de respuesta (temperatura, humedad relativa, la cubierta vegetal, la riqueza de especies), la distancia de penetración de este factor desde el borde hacia el interior y sus consecuencias ecológicas (abióticas y bióticas directas e indirectas) son fundamentales para establecer el impacto que tiene el borde sobre los organismos (Murcia, 1995; Ries *et al.*, 2004; Laurance *et al.*, 2007). Los cambios en las variables de respuesta se deben a diferencias estructurales entre la vegetación del fragmento y la vegetación de la matriz circundante. Por ello, traen como consecuencia cambios en la distribución de las especies en función de su tolerancia a los efectos de borde (Morláns, 2000).

2.2. Influencia de los efectos de las carreteras en las comunidades de insectos

Los insectos son uno de los componentes principales en casi todos los ecosistemas y constituyen el taxón más diverso en muchos de ellos. De modo proporcional, desaparecen con una tasa de extinción del orden de miles de especies por año (Price, 1997). La consideración del valor ecológico de los insectos, el papel que cumplen en los ecosistemas, su grado de resiliencia, el estudio de sus respuestas a los principales problemas ambientales de la actualidad como el cambio climático, contaminación, fragmentación de hábitat y sobrepastoreo; determinan la urgente incorporación de su estudio en el diseño de prácticas y estrategias de conservación (Samways, 2005).

Como otros grupos de animales, los insectos también pueden ser una herramienta útil de evaluación del estado de conservación de un ecosistema. Las ventajas de su uso como evaluadores de situaciones de alteración y fragmentación han sido extensamente documentado (Mottoni *et al.*, 2000; Nichols *et al.*, 2008). Seis aspectos que capacitan a los insectos como grupos indicadores son: alta riqueza y diversidad de especies, fácil manipulación, fidelidad ecológica, sensibilidad frente a perturbaciones mínimas y facilidad de muestreo (Stork y Eggleton, 1992; Mendoza, 2010b).

La fragmentación y pérdida de la vegetación puede afectar la abundancia de insectos. Cualquier cambio en su composición o abundancia puede afectar el funcionamiento de todo el ecosistema (Mendoza, 2010a). Hasta la fecha la mayoría de los estudios sobre el impacto de las carreteras en los insectos se han centrado en unos pocos órdenes representativos como Odonata (Riffell, 1999; Soluk *et al.*, 2011), Lepidoptera (Munguira y Thomas, 1992; McKenna *et al.*, 2001) y Coleoptera (Koivula y Vermeulen, 2005b; Melis *et al.*, 2010). En dichos estudios se encontraron especies de insectos afectados por las carreteras debido a la fragmentación del hábitat.

El efecto más inmediato de una carretera sobre los insectos ocurre durante la construcción de la misma. La eliminación de los hábitats originales es letal para muchas de sus poblaciones. Este efecto es más severo para especies no voladoras asociadas al agua y al suelo, sin capacidad para moverse de sus hábitats (Haddad *et al.*, 2015a). Según Przybylski (1979), Haskell (2000), Knapp *et al.* (2013) la diversidad y/o abundancia de insectos aumenta desde el borde de la carretera a los hábitats no alterados, lo que implica un efecto negativo de las carreteras. Estudios realizados por Baker *et al.* (2007) demostraron que, debido a la fragmentación existen pocos o ningún hábitat de interior para coleópteros que

viven en el suelo en pequeños parches de bosque donde la influencia del borde se extiende entre 10 a 25 m dentro de un fragmento. El mismo autor, reporta que al menos el 50% de las especies de coleópteros que viven en el suelo evitan los bordes.

Por el contrario, Muskett y Jones (1980), Luce y Crowe (2001) y Dunn y Danoff-Burg (2007) no encontraron relación entre la distancia desde el borde de la carretera con la abundancia y diversidad de insectos. Armbrecht y Ulloa-Chacón (1999) no encontraron relación entre el área de los fragmentos y el número de especies de hormigas; mientras que Klein (1989) encontró relación entre área, diversidad y abundancia de escarabajos. Estudios como los de Dix *et al.* (2005) y Arcila-Cardona *et al.* (2007) reportan diferencias marcadas en cuanto a riqueza y composición de hormigas en bosques y matrices adyacentes, así como con el aumento en la diversidad y grupos funcionales. Además, otros grupos de insectos como carábidos y cicindélidos, han mostrado preferencias por los diferentes ambientes de borde, interior de bosque y matriz (Rodríguez *et al.*, 1998; Lövei y Sunderland, 2006).

La fragmentación puede tener efecto positivo para algunas especies de hormigas, que encuentran nuevas fuentes de alimentos en hábitats cercanos a las carreteras (Itzhak, 2008). Además, otras especies son favorecidas por las modificaciones antropogénicas que alteran las comunidades nativas. Al respecto Floren y Linsenmair (2001) expresaron que en hábitats altamente antropizados cambia la estructura de las comunidades de hormigas, como consecuencia de la competencia interespecífica.

Los insectos a menudo son golpeados o atropellados al cruzar la carretera (Seibert y Conover, 1991). Por lo tanto, el tráfico puede ser destructivo para las poblaciones de estos invertebrados por la colisión con vehículos o por la luz, el ruido y las vibraciones producidas por autos (Melis *et al.*, 2010). En este contexto el orden Lepidoptera es uno de los grupos más perjudicados (Seibert y Conover, 1991; Yamada *et al.*, 2010).

Keller y Largiader (2003) plantean que las carreteras son barreras al flujo de genes para especies de coleópteros, lo que conduce a una pérdida de variación genética en poblaciones fragmentadas. Por otra parte, Przybylski (1979) encontró altas concentraciones de plomo en insectos cerca de las carreteras en comparación con áreas no fragmentadas. Estos autores se basan en la concentración de plomo en el suelo y la vegetación como el factor que explica las diferencias en la abundancia y diversidad de insectos encontradas a diferentes distancias de las carreteras.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

Cayo Coco forma parte del Archipiélago Sabana-Camagüey. Se encuentra situado entre los 22° 15' y 22° 33' de latitud Norte y 78° 16' y 78° 39' de longitud Oeste, y ocupa una superficie de 370 km^2. El estudio se realizó en un bosque semideciduo de Cayo Coco (Fig. 1) que se desarrolla sobre carso, aunque también presenta arena como sustrato ocasional. Dicho bosque tiene una altura promedio de seis metros y algunos individuos emergentes de hasta diez metros. Entre las especies dominantes están *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Coccoloba diversifolia* Jacq., *Krugiodendron ferreum* (Vahl) Urb., *Amyris elemifera* L., *Hypelate trifoliata* Sw. y *Eugenia montícola* (Sw.) DC.

Figura 1. Bosque semideciduo de Cayo Coco.

Diseño de muestreo

Se seleccionó un área de un bosque semideciduo que ha sido fragmentada por un vial principal de siete kilómetros (Fig. 2). El estudio se realizó entre la Rotonda 1 (Centro de Telecomunicaciones) y la Rotonda 2 (Servicentro). Los muestreos se realizaron en el año 2016 entre los meses de abril y julio. Se realizaron diez puntos de muestreos separados 50 m uno de otro a lo largo del vial. En cada punto se midió dos metros del borde del bosque al interior y se realizaron tres transectos paralelos a la carretera de 200 m de largo en forma de gradiente, separados 25 m uno de otro, hacia el interior del bosque (Fig. 3). Los transectos realizaron se tomaron como niveles de muestreo. El transecto uno corresponde al nivel borde del bosque, el transecto dos al nivel intermedio del bosque y el transecto tres al nivel interior del bosque.

Figura 2. Vial principal de Cayo Coco.

Figura 3. Área de estudio fragmentada por el vial principal y esquema del diseño de muestreo.

Se utilizó como método de muestreo el jameo con una red entomológica, que consistió en pases sobre la vegetación en cada transecto de 200 m. Este es un método de captura directo, común, no costoso, extensivamente usado y apropiado para diferentes hábitats (Marshal *et al.*, 1994). A lo largo de los mismos se capturaron los insectos presentes en la vegetación herbácea y arbustiva, desde el suelo hasta una altura de dos metros.

El contenido de la red entomológica de cada transecto fue colocado en bolsas de polietileno a las que se le colocó un algodón impregnado en cloroformo para adormecer los animales y facilitar su posterior procesamiento en el laboratorio. Posteriormente el material transportado en las bolsas se vertió sobre hojas de papel de filtro blanco; los insectos se separaron con el empleo de pinzas suaves y se colocaron en frascos con alcohol etílico al 70% para su conservación (Luna, 2005).

Los ejemplares de cada muestra fueron separados e identificados hasta el menor nivel taxonómico posible. Los que solo pudieron ser identificados hasta orden y familia, fueron clasificados como morfoespecies (Kremen *et al.*, 1993), atendiendo a sus diferencias morfológicas, empleando las claves de Alayo (1968), Borror y White (1970), Alayo (1974a), Alayo (1974b), Alayo y Tzankov (1974), Zayas (1974), Zayas (1975), Alayo (1976a), Alayo (1976b), Alayo (1976c), Alayo y Hernández (1978), Zayas (1981) y Zayas (1988) además de la consulta de la colección entomológica del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros.

Procesamiento de datos

3.1. Composición, abundancia y riqueza de especies

Para determinar la composición de insectos del bosque semideciduo se registró el número total de órdenes, familias, géneros y especies. Se determinó la abundancia mediante el censo y conteo de los individuos, y la riqueza como el número de especies o morfoespecies en cada transecto. Se realizó la estadística descriptiva (media y desviación estándar) a los datos para su análisis. Además se determinaron los índices de abundancia de Simpson (Simpson, 1964) y riqueza de Margalef (Margalef, 1951). Se elaboró una curva acumulativa de especies para comprobar el esfuerzo de muestreo en el bosque utilizando el programa EstimateS versión 8.0 (Colwell, 2007). Para ello se tomó en cuenta al estimador no paramétrico Bootstrap, que estima la riqueza de especies y es representativo para muestras con muchos valores con uno o con gran número de especies raras. Si el estimador muestra una existencia de más del 80% de las especies esperadas en el sitio de muestreo, entonces indica que el esfuerzo de muestreo es el correcto (Magurran, 2004).

Se confeccionó una curva de rango de abundancia con el objetivo de conocer las especies dominantes, las comunes y las raras en el bosque. En dicha curva las especies se representan en el eje horizontal en secuencia de más a menos abundante y en el eje vertical el logaritmo decimal de la abundancia (Magurran, 2003).

Se comprobó a través de la prueba de normalidad de Shapiro y Wilk (1965) y homogeneidad de varianza de Levene (Zar, 2009), que los datos no cumplían con las asunciones para realizar una prueba paramétrica. Por lo tanto, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para determinar la existencia de diferencias significativas entre los transectos y comparaciones de medias *a posteriori* para verificar en que transectos se encontraban las diferencias. Se analizó en cada transecto la riqueza y abundancia de especies. Para este análisis se utilizó el programa Statistica versión 7.0 para Windows (StatSoft, 2004).

La afinidad de las especies por transectos se determinó mediante un análisis de Bray-Curtis en el software PRIMER versión 6.0 (Clarke y Gorley, 2006). El índice de Bray-Curtis es una medida de similitud que enfatiza la importancia de las especies que se tienen en común entre los sitios de muestreos (Pielou, 1984). En la presente investigación se consideran como sitios de muestreos a los transectos realizados desde el borde al interior del bosque.

3.2. Especies generalistas y especialistas

Se identificaron las especies generalistas y especialistas según los criterios de Brown y Pavlovic (1992), Forman (1995) y Seamon y Adler (2011), quienes determinaron la preferencia de hábitat de la siguiente manera:

1. Se consideraron como especies de interior de bosque aquellas especies que se registran principalmente a mayores distancias del borde.

2. Se consideraron como especialistas de borde aquellas especies que se registran principalmente en el borde o cerca del borde. Estas especies se encuentran restringidas a un solo hábitat y están especializadas en un microhábitat particular dentro de ese hábitat preferido.

3. Se consideraron como especies generalistas aquellas que ocupan varios tipos de hábitats. Además, exhiben pocas diferencias demográficas entre los hábitats y poca especificidad por las condiciones del microhábitat dentro de un hábitat particular.

3.3. Influencia de las variables climáticas y de la vegetación en los órdenes de insectos

Para identificar las variables del hábitat con mayor influencia sobre los grupos taxonómicos encontrados en el estudio se realizó un análisis de redundancia (RDA). Se consideraron como variables climáticas la temperatura, humedad relativa, precipitación y velocidad del viento; y como variables de la vegetación la cobertura del dosel, del suelo y la densidad del

sotobosque. Cada una de estas variables excepto la precipitación fueron tomadas durante los muestreos. Los datos de la lluvia fueron obtenidos del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (Bases de datos Hidrometeorología 2016). El resto de las variables climáticas fueron tomadas a través una estación climática portátil Kestrel 4000. Para determinar la estructura de la vegetación se utilizó el método basado en James y Shugart (1970) y Noon (1981).

Para este estudio se tomaron como variables independientes, las variables climáticas y las de vegetación; y como variables dependientes, la riqueza y abundancia de los insectos por órdenes. A las matrices de abundancia y riqueza se le aplicó la transformación de Hellinger para reducir el efecto del exceso de ceros (Zuur *et al.*, 2007). Se examinó la colinealidad de las variables independientes mediante el Factor de Inflación de la Varianza (VIF) y se eliminaron las variables con VIF>10. Este análisis se realizó en el sofware *R* (Team, 2017), con los paquetes *car* (Fox y Weisberg, 2011), y *vegan* (Oksanen *et al.*, 2014).

4. RESULTADOS

4.1. Composición, abundancia y riqueza de las comunidades de insectos de un bosque semideciduo de Cayo Coco

En el bosque semideciduo se capturó un total de 2544 individuos agrupados en 11 órdenes, 74 familias, 38 géneros y 187 especies, de ellas 10 son nuevos registros para Cayo Coco y para el Archipiélago de Sabana-Camagüey. Los órdenes mejor representados fueron Hymenoptera y Coleoptera, tanto en número de especies como en número de individuos (Fig. 4 y 5). Se destacan, además, los órdenes Heteroptera, Diptera, Orthoptera y Neuroptera. Para el resto de los órdenes solo se registraron de una a dos especies. Entre las familias predominan Formicidae, Culicidae, Ichneumonidae y Ptilodactylidae por el número de individuos. Las especies más abundantes fueron la morfoespecie sp1 del orden Coleoptera (31%), la especie *Camponotus planatus* Roger (19%), la morfoespecie sp1 de la familia Formicidae (18%), la especie *Aedes* sp (17%) y la morfoespecie sp1 de la familia Culicidae (15%).

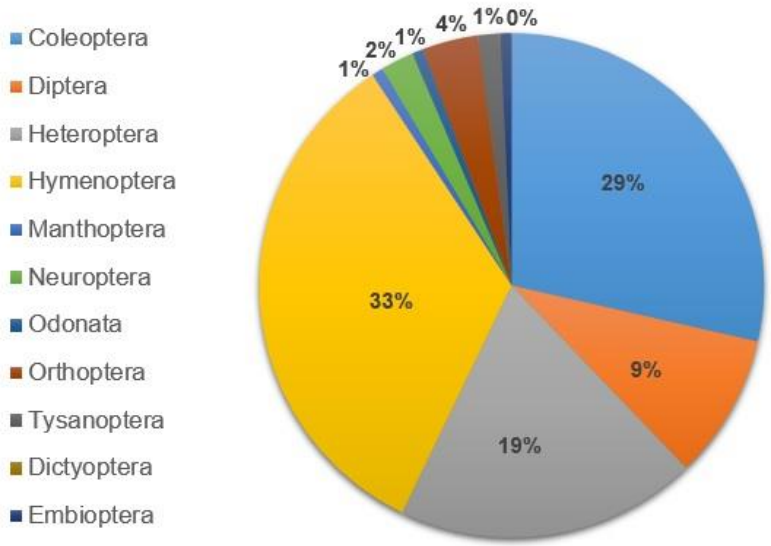

Figura 4. Porcentaje de especies presentes en el bosque semideciduo de Cayo Coco.

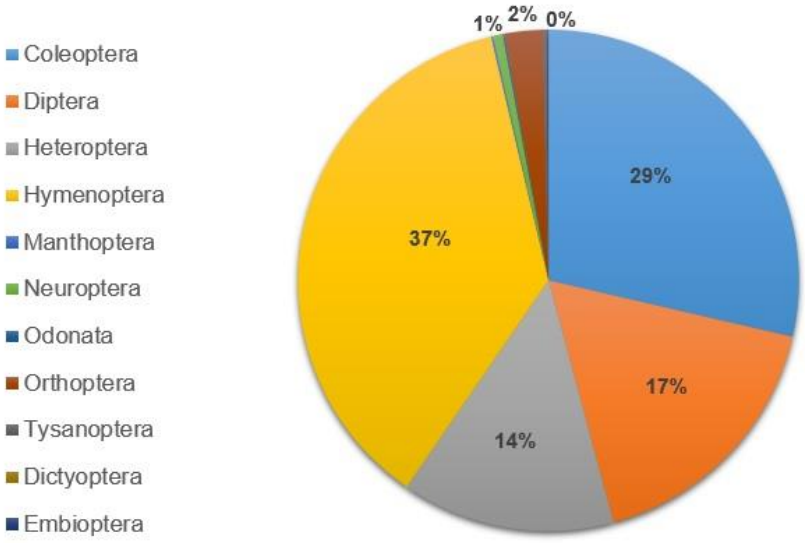

Figura 5. Porcentaje de individuos presentes en el bosque semideciduo de Cayo Coco.

La curva de acumulación de especies obtenida tiende a la saturación, aunque no llega a estabilizarse, el valor de la riqueza estimada fue mayor que el valor de la riqueza observada. La curva obtenida con el estimador Bootstrap para el bosque refleja que el esfuerzo de muestreo realizado explica más del 80% de la riqueza esperada (Fig. 6).

Según la curva de rango de abundancia se observan como especies abundantes la morfoespecie sp1 del orden Coleoptera y la especie *Camponotus planatus*; además de muchas especies con dominancia intermedia. La longitud de la cola nos indica que existe un gran número de especies raras con un solo individuo (Fig. 7).

A lo largo del gradiente borde-interior teniendo en cuenta la abundancia y riqueza de especies los mayores valores de media fueron encontrados en el interior del bosque. Al comparar estos valores teniendo en cuenta la estadística descriptiva no se detectó diferencias significativas (Fig. 8 y 9).

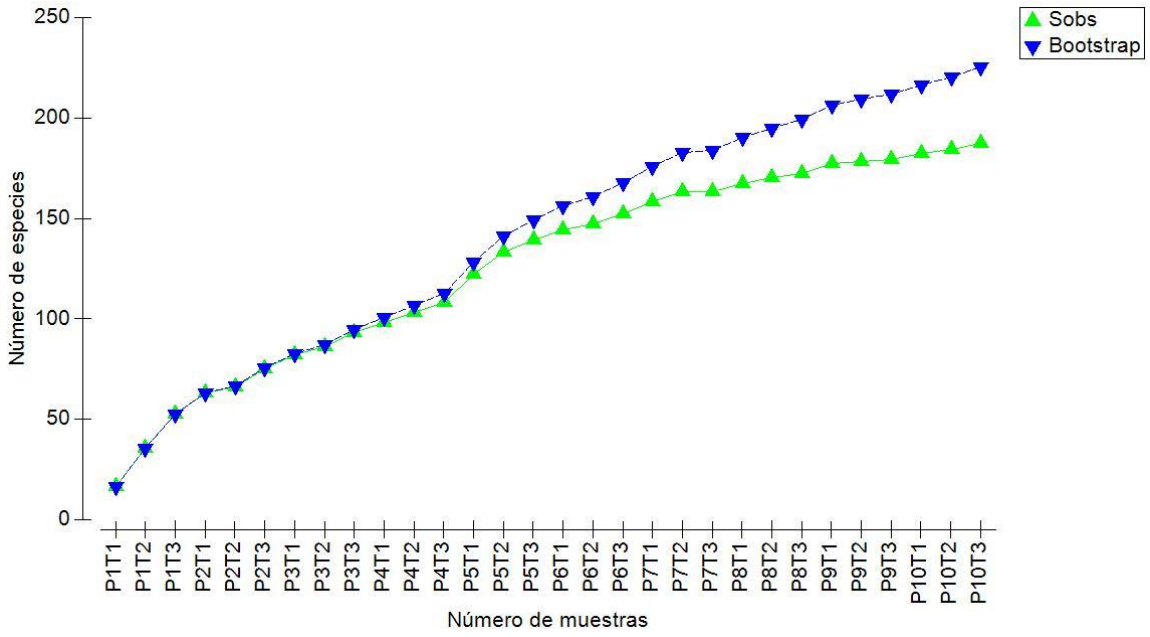

Figura 6. Curva acumulativa de especies para el bosque semideciduo. Estimador (Bootstrap) y riqueza de especies observadas (Sobs).

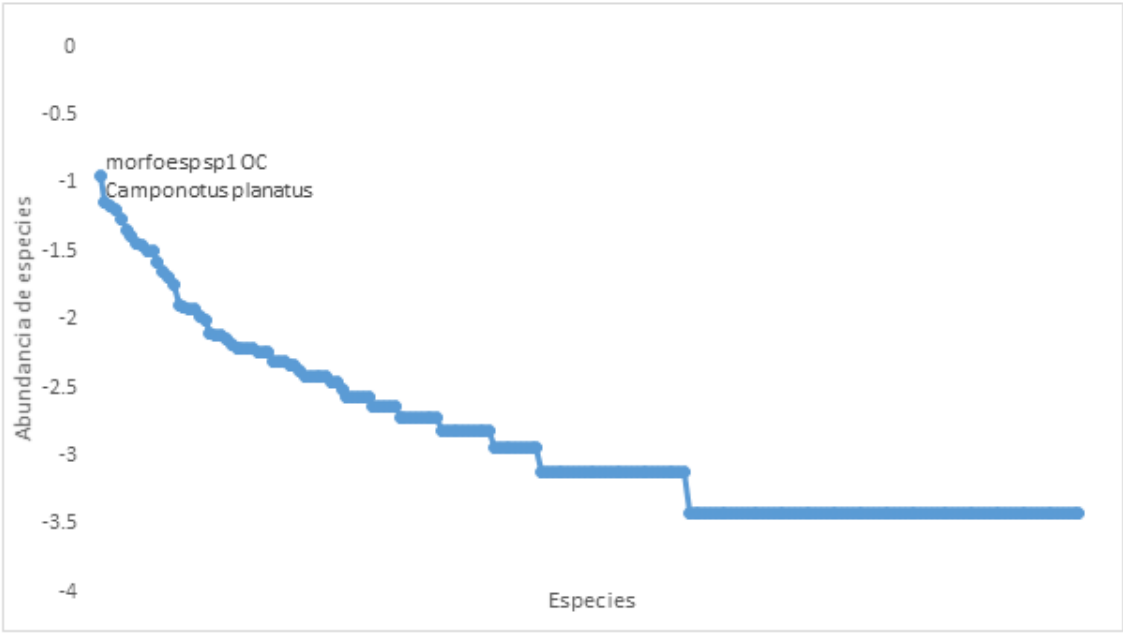

Figura 7. Curva de rango de abundancia para el bosque semideciduo de Cayo Coco. Orden Coleoptera (OC).

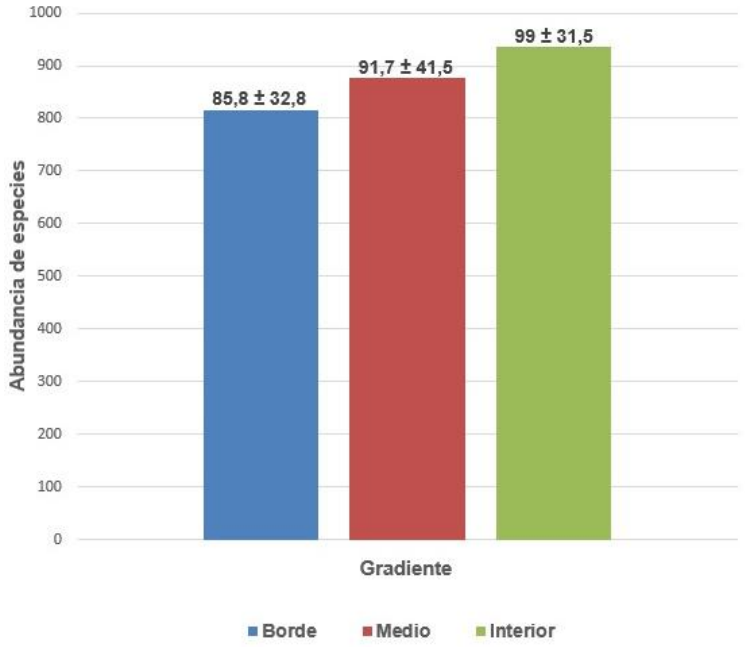

Figura 8. Abundancia de especies por niveles de muestreo en el bosque semideciduo de Cayo Coco. Los valores encima de las barras representan la media ± desviación estándar de la abundancia a lo largo del gradiente.

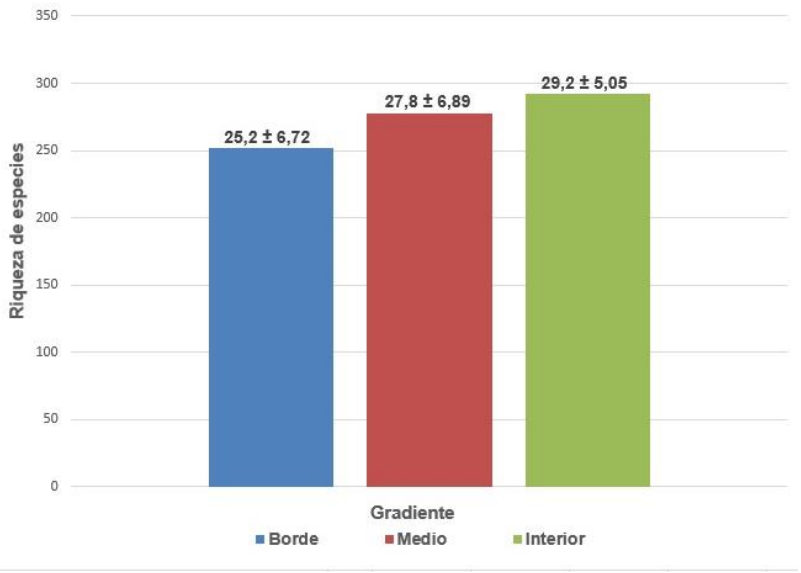

Figura 9. Riqueza de especies por niveles de muestreo en el bosque semideciduo de Cayo Coco. Los valores encima de las barras representan la media ± desviación estándar de la riqueza en a lo largo del gradiente.

Al realizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis se encontró diferencias significativas en la abundancia de los taxones Eucelus sp (*p*= 0,0396), la morfoespecie sp3 de la familia Curculionidae (*p*= 0,0468), la morfoespecie sp1 del orden Diptera (*p*= 0,0014) y la morfoespecie sp1 de la familia Empididae (*p*= 0,0014). La prueba *a posteriori* muestra diferencias en las dos últimas especies mencionadas entre el borde y el interior del bosque. (Tabla I). En cuanto a la riqueza no se detectó diferencias significativas.

Tabla I. Prueba de Kruskal-Wallis para una significación de 0,05.

Taxones	*p*
Eucelus sp	0,0396
morfoespecie sp1 del orden Diptera	0,0014
morfoespecie sp1 de la familia Empididae	0,0014
morfoespecie sp1 de la familia Curculionidae	0,0468

El índice de similitud muestra las relaciones entre los transectos realizados desde el borde hacia el interior del bosque. A pesar que los tres niveles muestran más de un 60 % de similitud; se observa que el nivel uno está separado del nivel dos y del tres, lo que indica que estos dos niveles de muestreo comparten especies comunes, mientras que el uno posee algunas varias especies exclusivas de este (Fig. 10).

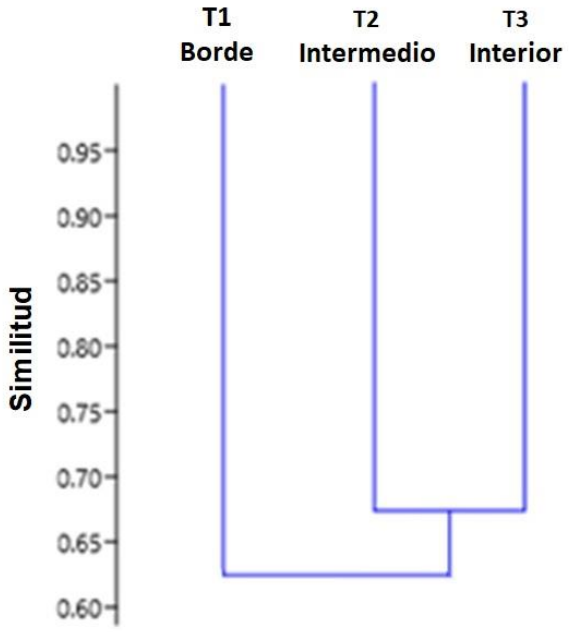

Figura 10. Dendrograma de similitud atendiendo a la composición de especies presentes en los tres transectos muestreados en el bosque.

4.2. Especies de insectos generalistas y especialistas presentes en el bosque semideciduo

En cuanto a la preferencia de las especies por los hábitats de borde, intermedio e interior de bosque se identificaron en el borde (T1) 44 especies, consideradas como especialistas de borde. En este transecto se destaca la especie *Pseudomyrmex* sp1. En el transecto intermedio (T2) se identificó 28 especies especialistas, siendo la morfoespecie sp2 del orden Coleoptera la más representativa. En el caso de la preferencia por el interior del bosque (T3), se identificaron 28 especies, considerándose estas como especies de interior. Se destaca la morfoespecie sp6 de la familia Cicadellidae. Además, se identificaron 43 especies generalistas, o sea que son comunes en todos los transectos, destacándose las especies *Aedes* sp y *Camponotus planatus*, la morfoespecie sp1 del orden Coleoptera y la morfoespecie sp1 de la familia Formicidae.

4.3. Relación entre las variables climáticas y de la vegetación con los órdenes de insectos presentes en el bosque semideciduo de Cayo Coco

Los resultados del RDA para la abundancia indican que los dos primeros ejes explican el 23,5% de la varianza total detectada (eigenvalues: 0,028 [2,8%] y 0,004 [0,4%] para los ejes uno y dos, respectivamente) (Fig. 11), sin embargo, para la riqueza los dos primeros ejes explican el 16,3% de la varianza total detectada (eigenvalues: 0,014 [1,4%] y 0,005 [0,5%] para los ejes uno y dos, respectivamente) (Fig. 12). En relación con las asociaciones entre la abundancia de especies agrupadas en órdenes y las variables del hábitat, se observa que el orden Hymenoptera y Heteroptera presenta una correlación con la cobertura del dosel. Teniendo en cuenta la riqueza se observa que el orden Hymenoptera y Heteroptera presentan una correlación con el dosel, aunque Hymenoptera también se encuentra relacionado con la precipitación. El orden Coleoptera se correlaciona con la cobertura del suelo y con la densidad del sotobosque; y el orden Neuroptera con la temperatura. El resto de los órdenes que no se observan en el resultado del análisis se omitieron debido a que no mostraron relación con ninguna de las variables evaluadas.

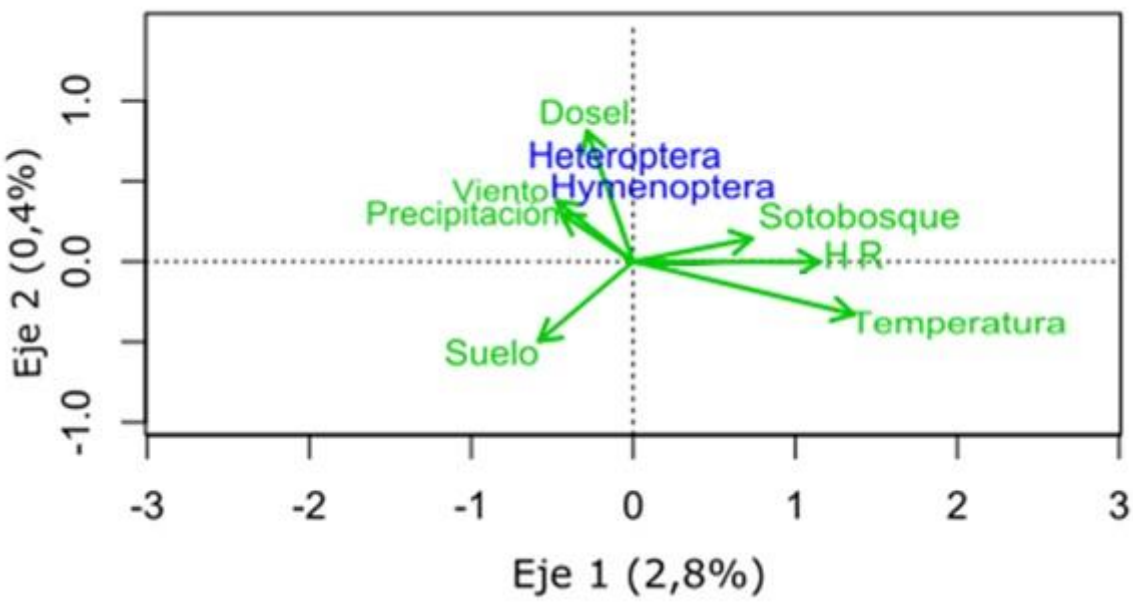

Figura 11. Análisis de Redundancia (RDA) con la abundancia de especies agrupadas en órdenes del bosque semideciduo de Cayo Coco. Humedad Relativa (H. R).

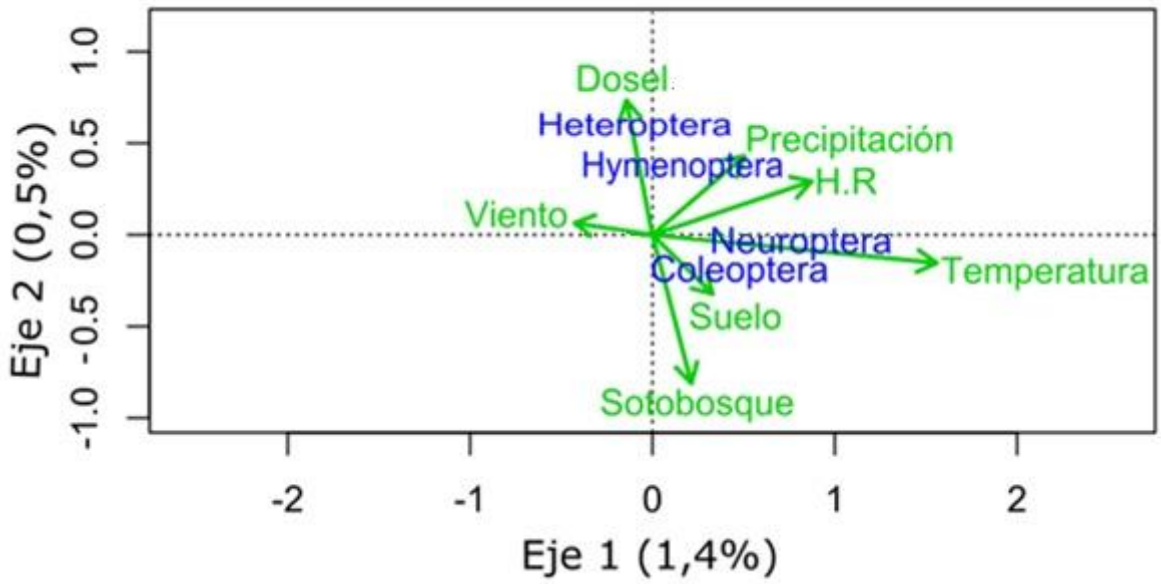

Figura 12. Análisis de Redundancia (RDA) con la riqueza de especies agrupadas en órdenes del bosque semideciduo de Cayo Coco. Humedad Relativa (H. R).

5. DISCUSIÓN

5.1. Composición, abundancia y riqueza de las comunidades de insectos de un bosque semideciduo de Cayo Coco

En el bosque semideciduo la diversidad de taxones estuvo representada principalmente por los órdenes Coleoptera e Hymenoptera. En términos de riqueza y abundancia estos órdenes constituyen dos grupos dominantes en la mayoría de los ecosistemas terrestres (Erwin, 1982) donde juegan importantes papeles ecológicos como el reciclaje de materia orgánica y la polinización. Según Piera (1998) y Celi y Davalos (2002), estos dos grupos son considerados importantes en la evaluación de los cambios producidos por la actividad del hombre en los ecosistemas naturales y fragmentados. Estudios realizados por Peralta *et al.* (2007), Cava (2013), González-Vainer y Mourglia (2016), Troya *et al.* (2016) y en Cuba por Viña *et al.* (1998), Coy (2000), Fernández (2014) y Rojas *et al.* (2014a) encontraron que los órdenes Coleoptera e Hymenoptera fueron los más representativos en sus estudios.

El orden Coleoptera constituye el mayor orden de insectos en cuanto a diversidad y abundancia de especies, cuya importancia funcional se refleja en la diversidad de comportamientos alimenticios, porque pueden actuar como detritívoros, herbívoros, fungívoros o depredadores (Lawton, 1983). Los resultados obtenidos en este estudio muestran un elevado número de especies de coleópteros y otras investigaciones (*e.g.* Lassau *et al.*, 2005) relacionan estas especies con las características del entorno. Además, demuestran que la complejidad del hábitat es un buen predictor de la abundancia y la riqueza de especies, y a menudo, las preferencias de un hábitat determinado pueden reflejar sus hábitos de alimentación.

A nivel de familias, la más diversa fue Formicidae, que se considera clave en la mayoría de los ecosistemas terrestres (Folgrarait, 1998; Gove *et al.*, 2007). Además, esta familia ha sido ampliamente estudiada y utilizada como indicadora de perturbaciones en bosques y en otros ecosistemas. Las hormigas son extremadamente importantes en los ecosistemas ya que modifican la estructura del ambiente terrestre, participan en diversos procesos ecológicos como la dispersión de semillas, el reciclaje de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica (Lawton, 1994; Andersen y Sparling, 1997). En estudios realizados por Marqués *et al.* (2006) y Gasca y Higuera (2008) en diferentes bosques, las hormigas conforman un porcentaje altamente significativo en cuanto a su riqueza, diversidad y abundancia. Esto coincide con los resultados obtenidos en este estudio dado que la familia

Formicidae es la que más se destaca. Los grupos más abundantes como los coleópteros, formícidos, dípteros y heteróptеros encontrados en este estudio coinciden con otros trabajos realizados por López-Rojas (2012), Cava (2013) y Clavijo-Awazacko y Amarillo-Suárez (2013).

Una de las razones por la cual la curva acumulativa de especies no alcanzó la asíntota pudiera ser porque, según Toti *et al.* (2000) esta se basa en la cuantificación de especies raras. Además, Valle (1998) señala que para la mayoría de los grupos evaluados las curvas de acumulación de especies tienden siempre a crecer. La representatividad del muestreo, superior al 80% obtenida mediante el estimador Bootstrap demostró que con el método de captura empleado se alcanzó un adecuado porcentaje de riqueza en el bosque. Esto coincide con Anaya (2008), Oreja *et al.* (2010) y Urueta *et al.* (2013) quienes plantean que el estimador Bootstrap fue preciso para estimar la riqueza de especies de insectos, aunque la curva acumulativa no llegue a estabilizarse.

El inventario de insectos suele ser una tarea compleja, ya que la mayoría de los inventarios faunísticos resultan incompletos por la imposibilidad de registrar el total de especies cuando se trabaja con grupos hiperdiversos (Colwell y Coddington, 1994). Al trabajar con varios grupos ecológicamente distintos se hace necesario emplear varios métodos de muestreo de manera complementaria, ya que cada especie, dependiendo de sus características biológicas y ecológicas, requiere de métodos particulares. Además, en los inventarios de invertebrados el número de especies raras suele ser elevado (New, 1999). De hecho, en la mayoría de los trabajos revisados en los que se estudia la calidad de los inventarios de insectos se ha conseguido registrar el total de las especies, pues las curvas de acumulación suelen quedar lejos de la asíntota.

Generalmente, en las comunidades naturales es típico que hayan muchas especies raras, pocas especies abundantes y numerosas especies con una abundancia intermedia (García *et al.*, 2014), lo cual coincide con este estudio. Autores como Piera (1998) y Solervicans y Estrada (2002) han planteado una constante presencia de numerosas especies raras en las comunidades de insectos y que esto puede deberse a que sus poblaciones difieran considerablemente en las constancias de sus niveles demográficos. Estudios en Cuba como el de Fernández (2008) han encontrado igualmente muchas especies raras al estudiar comunidades de coleópteros en los bosques de Mil Cumbres, en Pinar del Río. Diversos trabajos realizados en bosques tropicales como el de Flórez (1998) han encontrado también un alto número de especies raras en términos de abundancia, con solamente un individuo.

Deza y Andía (2009) refieren en su estudio que las especies dominantes fueron pocas en comparación con la gran cantidad de especies raras. Además, Avalos *et al.* (2009) plantean que la fauna neotropical de artrópodos, se caracteriza por presentar un alto número de especies, las cuales en su mayoría exhiben bajas densidades poblacionales o son raras.

La existencia de la alta dominancia en esta investigación, dada principalmente por especies de himenópteros y coleópteros es característico, según Brown *et al.* (2001) de lugares con estrés ambiental o perturbados. Asimismo Martín (2014) plantea que los cambios en la dominancia de las especies puede también estar relacionada con la respuesta ejercida a una alteración, lo cual trae consigo un cambio en su distribución.

La no detección de diferencias en la abundancia de insectos a lo largo del gradiente del borde-interior del bosque semideciduo permite inferir que, al menos bajo las condiciones en las que se realizó el presente trabajo, no se detectó un efecto de borde gradual desde el borde hacia el interior del bosque. Este resultado podría estar influenciado por la variabilidad de los datos, lo que podría haber disminuido la potencia de las pruebas estadísticas para detectar diferencias significativas. También puede ser debido al esfuerzo de muestreo, al método de captura que fue el mismo para todos los taxones, a que las especies no responden de igual manera al impacto de la carretera, e incluso debido a las condiciones ecológicas del área estudiada. La influencia del efecto de borde tampoco fue detectado en la riqueza de especies, ya que según Didham (1997), este efecto puede o no influir en dicho indicador. La similitud de la riqueza entre el interior y el borde puede deberse a que la mayoría de las especies que habitan en el área de estudio se encuentran homogéneamente distribuidas a lo largo del gradiente. También puede que no todas las especies se manifiestan de igual forma ante la presencia de la carretera. Este resultado difiere de lo encontrado por Sepúlveda-Cano *et al.* (2017) quienes observaron que los transectos en los bordes presentaron la mayor riqueza de especies de abejas.

Los resultados obtenidos en este estudio, así como los realizados por otros autores en diferentes paisajes fragmentados, indican que los efectos de la fragmentación pueden ser variados. La riqueza y abundancia puede disminuir, mantenerse o incluso aumentar (Kruess y Tscharntke, 2000). La variación de la riqueza y abundancia no sólo puede depender del nivel de fragmentación sino además de la distancia entre fragmentos en el paisaje, o de la distancia en que se manifieste el efecto de borde; lo cual se refleja en una interacción significativa de la fragmentación y distancia (Zuñiga, 2005). La presencia de muchas especies comunes con muy pocas diferencias en su abundancia en los niveles de muestreo

intermedio e interior del boque difiere de lo encontrado por Vega y Grez (2008). Este autor sugiere que, si se comparte un alto número de especies, sus abundancias relativas varían de una distancia a otra.

Teniendo en cuenta la distancia en que puede manifestarse el efecto de borde, en esta investigación hasta los 50 m no se evidenciaron diferencias estadísticas. Esto puede deberse a que posiblemente el efecto de borde no se manifieste a ese rango, sino a una mayor distancia. La falta de significación no implica que el efecto de borde no esté afectando a los insectos, ya que según lo planteado por Montealegre *et al.* (1996) y Didham (1997), la diferencia en la distancia en que puede manifestarse el efecto de borde no es igual para todos los grupos de insectos. Quizás para los herbívoros y depredadores el borde permite una mayor oferta alimenticia, más recursos tróficos, mayor movilidad y distribución de especies dada por la vegetación arbustiva y herbácea presentes.

Este resultado difiere de los resultados encontrados por Spector y Ayzama (2003) quienes reportaron diferencias tanto en la abundancia como en el número de especies de escarabajos, entre el borde y 30 m al interior. También por Baker *et al.* (2007) donde la influencia del borde se extiende entre 10 a 25 m y reporta que al menos el 50% de las especies de coleópteros que viven en el suelo evitan los bordes. Además, Didham (1997) encontró un efecto de borde de 100 m en coleópteros en general y en hormigas. En coccinélidos, Zuñiga (2005) determinó que el efecto de la fragmentación fue significativo sólo cuando la distancia entre los fragmentos era de 2 m, y que esto puede deberse a la conducta de dispersión de esas especies. En otros trabajos donde no se reportan efectos, más que estar determinados por la distancia a que pueden penetrar, puede ser debido a la demora en la manifestación de los efectos de la fragmentación como plantea Honnay *et al.* (2005).

5.2. Especies de insectos generalistas y especialistas presentes en el bosque semideciduo

Las especies pueden responder y especializarse según la preferencia de hábitat e interacciones ecológicas después de haberse fragmentado un área. La comprensión de los procesos que determinan la preferencia por el hábitat es uno de los objetivos centrales en ecología; sin embargo, las bases demográficas de la especificidad del hábitat no están bien entendidas (Maliakal, 2003). Las especies generalistas responden de manera diferente que las especialistas (Debinski y Holt, 2000; Bissonette y Storch, 2002). Las especialistas son

incapaces de tolerar la variación en las condiciones microambientales que toleran los generalistas, y por tanto la especialización por el microhábitat puede limitar la distribución de este tipo de especies (Naoki *et al.*, 2006).

Las especies que están tanto en el interior como en el borde, suelen ser cosmopolitas al exponer un amplio rango de tolerancia a la perturbación según el hábitat y las condiciones microambientales (Begon *et al.*, 2006). En este estudio las especies *Aedes* sp y *Camponotus planatus* mostraron abundancias similares tanto en el borde como en el interior del bosque, presentando una característica generalista en la preferencia de hábitat. *Aedes* sp. está adaptado a vivir en varios hábitats húmedos por lo que su presencia en el interior del bosque puede deberse a las características microclimáticas. A pesar de esto tiene una alta capacidad de dispersión ya que esta especie puede a expandirse hasta 50 m (Rojas *et al.*, 2014b). Su abundancia a lo largo del gradiente también puede estar influenciada por la presencia de lagunas interiores cerca del área de estudio lo cual favorece su reproducción. *Camponotus planatus* fue una de las especies dominantes debido a su abundancia y movilidad. Según Deyrup *et al.* (1988), todas las especies del género Camponotus son generalistas según su preferencia de hábitat, ya que presentan los mismos hábitos, son arborícolas y forrajeras generalistas.

La morfoespecie sp1 de la familia Formicidae ha sido identificada como una especie generalista en este estudio, ya que fue capturada a lo largo del gradiente borde-interior. A pesar de esto el mayor número de individuos se registró en el transecto intermedio, lo que pudiera interpretarse como una transición entre el borde y el interior del bosque. Esto demanda de estudios detallados para determinar los factores relacionados con la presencia y abundancia de esta especie en el bosque; ya que según Lozano-Zambrano *et al.* (2009) las especies de esta familia no son muy competitivas y dominan en ambientes muy estresados o perturbados, lo que limita la existencia de otras especies. Relacionado con esto Lara-Villalón *et al.* (2015) reportan la presencia de especies de esta familia tanto en bosque como en ambientes abiertos por caracterizarse como especies oportunistas.

Los bordes determinan gradientes ambientales complejos con cambios en la disponibilidad de luz, temperatura, humedad, velocidad del viento y humedad del suelo (Meiners y Pickett, 1999). La morfoespecie sp2 del orden Coleoptera y la morfoespecie sp6 de la familia Cicadellidae (Heteroptera) probablemente evitan las condiciones del borde y restringen su movimiento; cambiando su comportamiento, distribución y las relaciones ecológicas. En este caso dichas especies pueden ser consideradas especialistas de intermedio e interior

respectivamente. La presencia de la morfoespecie sp2 del orden Coleoptera en el intermedio del bosque difiere de lo encontrado por Montolivo (2005) donde la mayoría de las especies de coleópteros encontrados en su estudio fueron generalistas de hábitat, ocupando tanto el bosque continuo, como los fragmentos.

En el caso de la familia Cicadellidae este resultado concuerda con lo encontrado por Cava (2013), que plantea que estos insectos fitófagos se encuentran restringidos hacia el interior de los bosques posiblemente por la presencia de una amplia gama de recursos alimenticios. Hidalgo-Gato *et al.* (1999) encontraron un resultado similar en la presencia de esta familia en la vegetación de costa arenosa. Estos autores refieren que en esta formación vegetal los cicadélidos se presentaron de forma gregaria, con un buen número de especies restringidas a una o varias plantas hospedantes.

La especie *Pseudomyrmex* sp1 (Hymenoptera) domina en el borde, ya que es probable que presente resistencia a las condiciones de hábitats, tales como la alta radiación solar, mayor temperatura, fuertes vientos y baja humedad. El resultado obtenido en este estudio sobre la especie *Pseudomyrmex* sp1 difiere de lo encontrado por Diaz *et al.* (2009) donde las especies del género Pseudomyrmex se capturaron tanto en el borde como en el interior del bosque. Según Fuster (2006), las especies de este género puede ser indicadoras de áreas perturbados y vivir tanto en ambientes abiertos como en el interior de los bosques húmedos tropicales.

5.3. Relación entre las variables climáticas y de la vegetación con los órdenes de insectos presentes en el bosque semideciduo de Cayo Coco

Los resultados del análisis de redundancia explicaron un bajo porcentaje de relación entre las variables del hábitat y los insectos. Esto estuvo relacionado con la ausencia de un gradiente ambiental evidente, por lo que las variables independientes no explicaron completamente la variabilidad en la abundancia y riqueza de los insectos en el bosque. Además, podría suceder que este bajo porcentaje se deba a que hay órdenes que presentan varias especies con una amplia plasticidad ecológica. Dichas especies enmascaran el efecto de las variables climáticas y de la vegetación sobre otras especies sensibles, resultando una reducción a la capacidad explicativa del análisis.

En este estudio la asociación entre los himenópteros y la cobertura del dosel coincidió con Dulmen (2001), que encontró los polinizadores abejas, abejorros, y avispas en el dosel de los bosques tropicales de montaña. Este grupo de himenópteros asociados a la vegetación

del dosel puede ser debido a que ellos pueden encontrar un mayor número de especializaciones tróficas en este estrato arbóreo. El resultado encontrado en nuestro estudio coincidió con otras investigaciones realizadas en el dosel de bosques tropicales y templados (*e.g.* Marqués *et al.*, 2006; Gasca y Higuera, 2008) en donde se han reportado a las hormigas como dominantes, ya que según Holldobler y Wilson (1990) pueden actuar como herbívoros, agentes defensivos, proveedores de macronutrientes, y en muchos casos llegar a una fuerte especialización. Por otra parte, en el caso de los heterópteros, Stork (1988), Diodato y Fuster (2016) destacan la presencia de la familia Cicadellidae dominando en el dosel de los bosques subtropicales secos de Argentina, debido a su hábito alimenticio.

Humphrey *et al.* (1999) y Jukes *et al.* (2001) en estudios sobre la interacción de los coleópteros con la vegetación, encontraron que la distribución y la selección de hábitat de las especies de carábidos se encuentra asociada al sotobosque debido al aumento de la cobertura de los arbustos. Además, el sotobosque presenta variabilidad en la temperatura y la humedad a nivel del suelo, lo que favorece la presencia de especies de carábidos adaptadas a estas condiciones. Según Escobar y Ulloa (2000), el grado de cobertura vegetal, la estratificación vertical, la densidad de la vegetación, así como también el tipo de suelo y su contenido de humedad puede influir en la distribución de las especies de coleópteros.

En este estudio la asociación que presentaron los himenópteros con la precipitación coincidió con lo reportado por González-Moreno y Bordera (2011) para Ichneumonidae, donde la mayor abundancia de individuos fue durante la temporada de lluvias. Sin embargo, Nates-Parra y Rodríguez (2011) plantean que cuando llueve las abejas no tienen actividad exterior, por lo que todos los individuos se quedan en el interior de la colmena. Además, la lluvia afecta la actividad de forrajeo, pero no la paraliza del todo a menos que sea muy intensa y prolongada.

En el caso del orden Neuroptera que se relaciona con la temperatura, Ananthakrishna (1996) plantea que esta variable juega un papel significativo en las especies de este orden, ya que este es uno de los factores más importantes para la distribución y el número de insectos de la hojarasca. Según Saljoqi *et al.* (2015), esto indica que la tasa de desarrollo de varias especies de crysópidos disminuye gradualmente con el aumento de la temperatura y con ello decrece su desarrollo gradual.

6. CONCLUSIONES

1. Se registró en total 11 órdenes, 74 familias, 38 géneros, 187 especies y 2544 individuos. Diez especies constituyen nuevos reportes para Cayo Coco y para el Archipiélago de Sabana-Camagüey.

2. La abundancia, composición y riqueza de especies de insectos no mostraron diferencias estadísticas a lo largo del gradiente borde-intermedio-interior del bosque, por lo que, hasta los 50 m, no se evidenció el efecto de borde provocado por el vial.

3. El 23% de las especies fueron identificadas como generalistas, y dentro de las especialistas se identificaron un mayor número de especies con preferencia por el borde que por el interior del bosque.

4. Se destaca como especialista de borde la especie *Pseudomyrmex* sp1, y como especialista de interior la morfoespecie sp2 del orden Coleoptera y la morfoespecie sp6 de la familia Cicadellidae (Heteroptera).

5. El análisis de redundancia mostró poca asociación entre las variables climáticas y de la vegetación con los órdenes de insectos. A pesar de esto, presentaron asociación con los órdenes, la temperatura, la precipitación, la densidad del sotobosque, la cobertura del dosel y del suelo.

7. RECOMENDACIONES

1. Utilizar otros métodos de muestreo para poder abarcar toda la variabilidad de especies presentes en el bosque.

2. Realizar el estudio aumentando el gradiente borde interior y el número de transectos.

3. Realizar el estudio enfocado en los órdenes por separados y en grupos funcionales.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alayo, P. (1968) Los Neurópteros de Cuba. *Serie Biológica.* 2: 1-127.

Alayo, P. (1974a) Introducción al estudio de los himenópteros. Superfamilia Bethyloidea. *Serie Biológica.* 52: 24.

Alayo, P. (1974b) Introducción al estudio de los himenópteros. Superfamilia Formicoidea. *Serie Biológica.* 53: 58.

Alayo, P. y Tzankov, G. (1974) Revisión de la familia Ichneumonidae en Cuba. *Serie Biológica.* 51: 19.

Alayo, P. (1976a) Introducción al estudio de los himenópteros. Superfamilia Vespoidea. *Serie Biológica.* 62: 38.

Alayo, P. (1976b) Introducción al estudio de los himenópteros de Cuba. Superfamilia Sphecoidea. *Serie Biológica.* 67: 46.

Alayo, P. (1976c) Introducción al estudio de los himenópteros. Superfamilia Apoidea. *Serie Biológica.* 68: 41.

Alayo, P. y Hernández, L. R. (1978) *Introducción al estudio de los himenópteros de Cuba. Superfamilia Chalcidoidea.* Cuba: Editorial Academia de Ciencias de Cuba, 105 pp.

Ananthakrishna, T. N. (1996) Forest litter insect communities : biology and chemical ecology. *Journal of Tropical Ecology.* 13(2): 304-304.

Anaya, J. A. G. (2008) Ecología de los ensamblajes de larvas de odonatos (Insecta) y su uso potencial como indicadores e la calidad ecológica en la Sierra de Coalcamán, Michoacán, México. Mexico: Universidad Autonóma del Estado de Hidalgo, pp. 332.

Andersen, A. N. y Sparling, G. P. (1997) Ants as indicators of restoration success: Relationship with Soil Microbial Biomass in the Australian Seasonal Tropics. *Restoration Ecology.* 5(2): 109-114.

Andrén, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos.* 71: 355-366.

Arcila-Cardona, A., Osorio, A. M., Bermúdez, C. y Ulloa, P. C. D. (2007) Diversidad de hormigas cazadoras asociadas a los elementos del paisaje del bosque seco. En: Jiménez, E. *et al.* (eds.). *Sistemática, biogeografía y conservación de las hormigas*

cazadoras de Colombia. pp. 531-552. Bogotá, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Armbrecht, I. y Ulloa-Chacón, P. (1999) Rareza y diversidad de hormigas en fragmentos de bosque seco colombianos y sus matrices. *Biotropica.* 31: 646-653.

Arroyave, M. P., Gómez, C., Gutierrez, M. E., Múnera, D. P., Zapata, P. A., Vergara, I. C., Andrade, L. M. y Ramos, K. C. (2006) Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia.* 5: 45-57.

Avalos, G., Damborsky, M. P., Bar, M. E., B.Oscherov, E. y Porcel, E. (2009) Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical.* 57: 339-351.

Axmacher, J. C. y Fiedler, K. (2008) Habitat type modifies geometry of elevational diversity gradients in geometrid moths (Lepidoptera Geometrdae) on Mt Kilimanjaro, Tanzania. *Tropical Zoology.* 21: 243-251.

Baker, S. C., Barmuta, L. A., Maquillan, P. B. y Richardson, A. M. M. (2007) Estimating edge effects on ground dwelling beetles at clearfelled non riparian stand edges in Tasmanian wet eucalypt forest. *Forest Ecology and Management.* 239: 92-101.

Begon, M., Townsed, C. y Harper, J. L. (2006) *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd. UK. , 633 pp.

Bender, D., Contreras, T. A. y Fahring, L. (1998) Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology.* 79(2): 517-533.

Bissonette, J. A. y Storch, I. (2002) Fragmentation: is the message clear? *Conservation Biology.* 6(2): 14.

Borror, D. J. y White, R. E. (1970) *A field guide to insects America North of Mexico. The Peterson field guide series.* New York: Editorial Houghton Mifflin Company Boston, 404 pp.

Brown, G. G., Pasini, A., Benito, N. P., Aquino, A. M. y Fernandes, M. E. (2001) Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie).* 1: 79-110.

Brown, J. S. y Pavlovic, N. B. (1992) Evolution in heterogeneous environments: effects of migration on habitat specialization. *Evolutionary Ecology.* 6: 360-382.

Bustamante, R. y Grez, A. A. (1995) Consecuencias ecológias de la fragmentación de los bosques nativos *Ciencia y Ambiente.* 1-6.

Carsjens, G. J. y Lier, V. N. (2002) Fragmentation and land-use planning: an introduction. *Landscape and Urban Planning.* 58: 79-82.

Castro, A. y Espinosa, C. I. (2016) Dinámica estacional de invertebrados en un matorral seco tropical a lo largo de un gradiente altitudinal. *Ecosistemas.* 25: 35-45.

Cava, M. B. (2013) Efecto de la Heterogeneidad del Hábitat sobre las Comunidades de Artrópodos en Bosques de Chaco, Selva Paranaense y de la Isla Apipé Grande en la provincia de Corrientes, Argentina. Facultad de Ciencias Naturales y Museo: Universidad Nacional de Salta (UNSa), pp. 108.

Celi, J. y Davalos, A. (2002) Manual de monitoreo: los escarabajos peloteros como indicadores de la calidad ambiental. *EcoCiencia. Quito.* 1-71.

Clarke, K. R. y Gorley, R. N. (2006) PRIMER v6. Plymouth, pp. User Manual/Tutorial. PRIMER-E,.

Clavijo-Awazacko, H. y Amarillo-Suárez, Á. (2013) Variación taxonómica y funcional en la artropofauna asociada a comunidades vegetales en humedales altoandinos (Colombia). *Revista Colombiana de Entomología.* 39(1): 155-163

Coffin, A. W. (2007) Fron roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography.* 15: 396-406.

Colwell, R. y Coddington, J. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society.* 345: 101-118.

Colwell, R. K. (2007) EstimateS 8: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.

Collinge, S. K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning.* 36: 59-77.

Collinge, S. K. y Forman, R. T. T. (1998) A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos.* 82: 66-84.

Coviella, C. y Trumble, J. (1999) Effects of elevated atmospherie carbon dioxide on insect plant interactions. *Conservation Biology.* 13: 700-712.

Coy, A. (2000) Biodiversidad de la Sierra de los Órganos *Proyecto Nacional De Ciencia Y Tecnica. Desarrolo sostenible de la Montaña. Informe Final.* 272.

Crooks, K. Y. y Sanjayan, M. (2006) *Connectivity conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Debinski, D. M. y Holt, R. D. (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology.* 14(2): 342-355.

Deyrup, M. A., Carlin, N., Trager, J. y Umphrey, G. (1988) A review of the ants of the Florida Keys. *Florida Entomologist.* 71: 163-176.

Deza, M. y Andía, J. M. (2009) Diversidad y riqueza de especies de la familia Araneidae (Arachnida, Araneae) en Cicra (Madre de Dios-Perú). *Ecología Aplicada.* 8(2): 36-58.

Diaz, P., Jorge, A., Molano, P., Carlos, E., Gaviria, B. y Julio, C. (2009) Diversidad genérica de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en ambientes de bosque seco de los montes de Maria, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal.* 1(2): 1-7.

Didham, R. K. (1997) An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. En: Watt, A. D. *et al.* (eds.). *Forests and Insects.* pp. 303-320. London: Chapman and Hall.

Diodato, L. y Fuster, A. (2016) Composición del ensamblaje de insectos del dosel de bosques subtropicales secos del Chaco semiárido, Argentina. *Caldasia.* 38(1): 197-210.

Dix, O., Martínez, J. C. y Fernández, C. (2005) Contribución al conocimiento de la mirmecofauna en el municipio de San Antero, Córdoba, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología.* 31(1): 97-104.

Dulmen, A. V. (2001) Pollination and phenology of flowers in the canopy of two contrasting rain forest types in Amazonia, Colombia. *Plant Ecology.* 153: 73-85.

Dunn, R. R. y Danoff-Burg, J. A. (2007) Road size and carrion beetle assemblages in a New York forest. *Insect Conservation.* 11: 325-332.

Echeverría, C., Coomes, C., Newton, D., Rey-Benayas, A., M, J. y Lara, A. (2007) Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape in southern Chile. *Global Ecology and Biogeography.* 19: 426-439.

Erwin, T. L. (1982) Tropical forests: their richness in Coleoptera and other artropod species. *The Coleopterists Bulletin.* 36: 74-75.

Escobar, F. (1997) Estudio de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al norte del Tolima, Colombia. *Caldasia.* 19: 419-430.

Escobar, F. y Ulloa, P. C. d. (2000) Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño – Colombia. *Revista de Biología Tropical.* 48: 10.

Ewers, R. M. y Didham, R. K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews.* 81: 117-142.

Ewers, R. M. y Didham, R. K. (2007) *Habitat fragmentation: panchreston or paradigm? Trends in Ecology and Evolution* 511 pp.

Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics.* 34: 487-515.

Fahrig, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography.* 15.

Fernández, I. y López, M. (2003) Adiciones a la fauna de escarabajos de Cayo Coco. *Cocuyo.* 13: 25-26.

Fernández, I. (2008) Composición de la comunidad de coleópteros del Área Protegida de Recursos Manejados Mil Cumbres: Efectos del tipo de vegetación y la estacionalidad. (Inédito). Universidad de Pinar Río y Universidad de Alicante, pp. 185.

Fernández, I. (2009) Nuevos registros de coleópteros (Coleoptera: Insecta) para la cayería norte de Cuba. *Poeyana.* 497: 23-27.

Fernández, I. (2014) Coleoptera: Composición, distribución y aspectos En: Batista, D. R. *et al.* (eds.). *Fauna terrestre del Archipiélago de Sabana-Camagüey, Cuba.* pp. 62-83. La Habana: Editorial Academia.

Findlay, C. S. y Houlahan, J. (1997) Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. *Conservation Biology.* 11: 1000-1009.

Fischer, J. y Lindenmayer, D. B. (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography.* 16: 265-280.

Floren, A. y Linsenmair, K. E. (2001) The influence of anthropogenic disturbances on the structure of arboreal arthropod communities. *Tropical Forest Canopies: Ecology and Management.* 153-167.

Flórez, E. (1998) Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento del Valle, sur occidente de Colombia. *Caldasia.* 20(2): 173-192.

Folgrarait, P. J. (1998) Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation.* 7(9): 1221-1244.

Fonseca, C. R. y Joner, F. (2007) Two-sided edge effect studies and the restoration of endangered ecosystems. *Restoration Ecology.* 15: 613-619.

Fontenla, J. L. (1994) Adiciones a la mirmecofauna (Hymenoptera: Formicidae) de la Isla de la Juventud, Archipiélago de los Canarreos y Archipiélago Sabana-Camagüey. *Cocuyo.* 4: 4-5.

Forman, R. T. T. (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions* Cambridge: Cambridge University Press, 656 pp.

Forman, R. T. T. y Alexander, L. E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Review of Ecology and Systematics.* 29: 207-231.

Forman, R. T. T., Bissonette, J., Clevenger, A., Cutshall, C., Dale, V., Fahrig, L., Goldman, C., Heanue, K., Jones, J., Sperling, D., Swanson, F., Turrentine, T. y Winter, T. (2002) *Road ecology: Science and solutions*. Washington: Island Press, 255 pp.

Fox, J. y Weisberg, S. (2011) An {R} Companion to Applied Regression. EE.UU.

Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D., Cavin, L., Wallace, J. M. y Park, K. J. (2012) Factors influencing moth assemblages in wooland fragments on framland: implications for woodland management and creation schemes. *Biological Conservation.* 153: 26.

Fuster, A. A. (2006) Hormigas (Hymenoptera: Formicidae), indicadoras de perturbación en un ecosistema forestal, en el Chaco Semiárido Argentino. Facultad de Ciencias Forestales “Néstor René Ledesma”: Universidad Nacional de Santiago del Estero, pp. 70.

García, I. F., Castillo, M. E. F. y Iborra, G. L. (2014) Composición, riqueza y abundancia de coleópteros (Coleoptera) asociados a bosques semideciduos y vegetaciones ruderales en la Sierra del Rosario, Cuba. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.).* 54: 329–339.

Gasca, H. J. y Higuera, Y. D. (2008) Artrópodos asociados al dosel de un robledal de "Quercus humboldtii" Bonpl. (Fagaceae) de la reserva Bosque Macanal (Bojacá, Colombia). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa.* 43: 173–185.

Genaro, J. A. (1994) Adiciones a la lista de himenópteros cubanos (Megachilidae, Pompilidae). *Cocuyo.* 1: 6.

Georgii, B., Keller, V., Pfister, H. P., Reck, H., Peters-Ostenberg, E., Henneberg, M., Herrmann, M., Mueller-Stiess, H. y Bach, L. (2011) Use of wildlife passages by invertebrates and vertebrates species. *Wildlife passages in Germany 2011.* 1-27.

González-Moreno, A. y Bordera, S. (2011) New records of Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) from Mexico. *Zootaxa.* 2879: 1-21.

González-Vainer, P. y Mourglia, V. (2016) Biodiversidad de insectos epigeos en una playa arenosa disipativa de Uruguay. *Entomología mexicana.* 3: 523−529.

Goosem, M. y Turton, S. (2000) Impacts of roads and powerlines on the Wet Tropics World Heritage Area. In: *Rainforest CRC Research Report.*

Gove, A. D., Majer, J. D. y Dunn, R. R. (2007) A keystone ant species promotes seed dispersal in a “diffuse” mutualism. *Oecologia.* 153(3): 687-697.

Granados, C., Giné, D. S. y García-Romero, A. (2014) Efecto de borde en la composición y en la estructura de los Bosques Templados. Sierra De Monte-Alto, Centro De México. *Caldasia.* 36(2): 269-287.

Haddad, N. H., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzales, A., Holt, R. D. y Lovejoy, T. E. (2015a) Habitat Fragmentation and Its Lasting Impact on Earth's Ecosystems. *Science Advances.* 1(2).

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B.-L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D. X. y Townshend, J. R. (2015b) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Journal of Applied Ecology.* 1-9.

Harper, K., MacDonald, E., Burton, P., Chen, J., Brosofske, K., Saunders, S., Euskirchen, E., Roberts, D., Jaitehy, M. y Esseen, P. (2005) Edge influence on forest structure an composition in fragmented landscape. *Conservation Biology.* 19(3): 768-782.

Haskell, D. G. (2000) Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology.* 14: 57-63.

Hidalgo-Gato, M. M., Rodríguez-León, R., Ricardo, N. E. y Ferrás, H. (1999) Dinámica poblacional de cicadélidos (Homoptera: Cicadellidae) en un agroecosistema cañero de Cuba. *Revista de Biología Tropical.* 47(3): 503-512.

Holt, R. D., Lawton, J. H., Polis, G. A. y Martinez, N. D. (1999) Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology.* 80: 1495-1504.

Holldobler, B. y Wilson, E. O. (1990) *The ants*. Harvard University Press: Harvard, 732 pp.

Honnay, O., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. y Hermy, M. (2005) Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist.* 166(3): 723-736.

Humphrey, J. W., Hawes, C., Peace, A. J., Ferris-Kaan, R. y Jukes, M. R. (1999) Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest Ecology and Management.* 113: 11-21.

Huston, M. A. (1994) *Biological Diversity: The Coexistence of Species*. UK: Cambridge University Press, 681 pp.

Isaac-Cubides, P. y Urbina-Cardona, J. (2011) Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Natureza a Conservacao.* 9: 39-46.

Itzhak, M. J. J. (2008) Seed harvester and scavenger ants along roadsides in Northern Israel. *Zoology in the Middle East.* 44: 75-82.

James, F. C. y Shugart, H. H. (1970) A quantitative method of habitat description. *Audubon Field Notes.* 24: 727-736.

Jukes, M. R., Peace, A. J. y Ferris, R. (2001) Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology and Management.* 148: 271-286.

Jules, E. S. y Shahani, P. (2003) A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science.* 14: 459-464.

Kattan, G. (1998) Transformación del paisaje y fragmentación del hábitat. En: Chaves, M. E. y Arango, N. (eds.). *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad Colombia 1997.* pp. 76-87. Santafé de Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Keller, I. y Largiader, C. R. (2003) Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetle. *Proceedings of the Royal Society of London.* 270: 417-423.

Klein, B. C. (1989) Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology.* 70: 1715-1725.

Knapp, M., Saska, P., Knappová, J., Vonicka, P., Moravec, P., Kurka, A. y Andel, P. (2013) The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biology Conservation.* 164: 22-29.

Koivula, M. J. y Vermeulen, H. J. W. (2005a) Highways and forest fragmentation –effects on carabidbeteles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology.* 20: 911-926.

Koivula, M. J. y Vermeulen, H. J. W. (2005b) Highways and forest fragmentation – effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology.* 20: 911-926.

Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F. y Sanjayan, M. A. (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their uses in conservation planning. *Conservation Biology.* 7: 796-808.

Kruess, A. y Tscharntke, T. (2000) Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on Vicia sepium. *Oecologia.* 122: 129-137.

Kwon, Y., Namil, C., Mi-Jung, B., Fengqing, L., Tae-Soo, C. y Park, S. (2012) Effects of meteorological factors and global warming on rice insect pests in Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology.* 15: 507-515.

Lara-Villalón, M., Rosas-Mejía, M., Rojas-Fernández, P. y Reyes-Castillo, P. (2015) Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a palma camedor (Chamedorea radicalis Mart.) en el bosque tropical, Gómez Farías, Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.).* 31(2): 270-274.

Lassau, S. A., Hochuli, D. F., Cassis, G. y Reid, C. A. M. (2005) Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? . *Diversity and Distributions.* 11: 73-82.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Stouffer, C., Gascon, C., Bierregaar, R. O., Laurance, S. G. y Sampaio, E. (2002) Ecosystem decay of amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology.* 16: 605-618.

Laurance, W. F., Nascimento, H. E. M., Laurance, S. G., Andrade, A., Ewers, R. M., Harms, K. E., Luizão, R. C. C. y Ribeiro, J. E. (2007) Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. *Plos One.* 2(10): 1-8.

Laurance, W. F. (2008) Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation.* 141: 1731-1744.

Laurence, W. y Yensen, E. (1991) Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation.* 55: 77-92

Lawton, J. (1994) What do species do in ecosystems? *Oikos.* 71(3): 364-374.

Lawton, J. H. (1983) Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology.* 28: 23-39.

Lázcares, L. M. (2013) Influencia del clima en la diversidad y abundancia de insectos benéficos asociados a plagas de la alfalfa (Medicago sativa L.). Bermejillo, Durango: Universidad Autónoma Chapingo, pp. 72.

Ledecand, G. y Posas, P. (2003) Biodiversity conservation in road projects: lessons from World Bank experience in Latin America. *Journal of the Transportation Research Board of the National Academies.* 1819: 198-201.

Lindenmayer, D. B. y Fischer, J. (2006) *Landscape change and habitat fragmentation*. Washington D.C Island Press.

Lombardero, M. J., Ayres, M. P., Ayres, B. D. y Reeve, J. D. (2000) Cold tolerante of four species of bark beetle (Coleoptera: Scolytidae) in North America. *Environmental Entomology.* 29(3): 421-432.

López-Barrera, F., Armesto, J., William-Linera, G., Smith-Ramírez, C. y Manson, R. (2007) Fragmentation and edge effects on plant- animal interactions, ecological processes and biodiversity. En: Newton, A. C. (ed.). *Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes: The forests of montane Mexico and temperate South America.* pp. 69-101. Wallingford, United Kingdom.

López-Rojas, M. (2012) Fauna de insectos en cayos del golfo de Ana María, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas.* 32(2).

Lövei, G. L. y Sunderland, K. D. (2006) Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Annual Review of Entomology.* 41: 231-256.

Lozano-Zambrano, F. H., Ulloa-Chacón, P. y Armbrecht, I. (2009) Hormigas: Relaciones especies-área en fragmentos de bosque seco tropical. *Neotropical Entomology.* 38(1): 44-54.

Luce, A. y Crowe, M. (2001) Invertebrate terrestrial diversity along a gravel road on Barrie Island, Ontario, Canada. *Great Lakes Entomologist.* 34.

Lucientes, J. (2015) Efectos del cambio climático en el ciclo de insectos del género Culicoides. *Albeitar.* 1-5.

Luna, J. M. (2005) Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa.* 37: 385-408.

Magurran, A. E. (2003) *Measuring Biological Diversity*. USA: Blackwell Publishing, 248 pp.

Magurran, A. E. (2004) Measuring Biological Diversity. *Blackwell Publishing.* 257

Maliakal, S. K. (2003) Demografía y preferencias microambientales de dos especies endémicas de Florida en comparación con dos congéneres de amplia distribución. *Ecosistemas.* 1-5.

Margalef, R. (1951) Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Intituto de Biologia Aplicada.* 9: 5-27.

Marqués, M. I., Adis, J., Santos, G. B. D. y Battirola, L. D. (2006) Terrestrial arthropods from tree canopies in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia.* 50(2): 257–267.

Marshal, S. A., Anderson, R. S., Roughley, R. E. y Danks, H. V. (1994) Terrestrial Arthropod Biodiversity: Planning a study and recomended sampling techniques. *Bull of the Entomological Society of Canada.* 16(1).

Martín, N. J. B. (2014) Escarabajos pasálidos (Coleoptera: Passalidae) en un gradiente de disturbio en los robledales del parque municipal de Tipacoque-Boyacá. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia, pp. 132.

McGarigal, K. y Cushman, S. A. (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications.* 12: 335-345.

McKenna, D. D., McKenna, K. M., Malcom, S. B. y Bebenbaum, M. (2001) Mortality of Lepidoptera along roadways in central Illinois *Journal Lepidopterists Society.* 55: 63-68.

Medianero, E., Valderrama, A. y Barrios, H. (2003) Diversidad de insectos minadores de hojas y formadores de agallas en el dosel y sotobosque del bosque tropical. *Acta Zoologica Mexicana.* 89: 153-168.

Meiners, S. J. y Pickett, S. T. A. (1999) Changes in community and population responses across a forest- field gradient. *Ecography.* 22: 261-267.

Melis, C., Bjerk, C., Hyllvang, M., Gobbi, M., Stokke, B. G. y Roskaft, E. (2010) The effect of traffic intensity on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in central Sweden. *Insect Conservation.* 14: 159-168.

Mendoza, R. G. (2010a) Los insectos: antiguos constructores del mundo. *Elementos.* 79: 29.

Mendoza, R. G. (2010b) El enigma de la biodiversidad y los bichos en el jardín. *ContactoS.* 75: 64-68.

Montealegre, F., Medina, C. A. y Kattan, G. H. (1996) Diversidad de insectos herbívoros en interior y borde de bosque en la reserva forestal Escalarete. *Cespedesia.* 21: 29-40.

Montolivo, B. C. (2005) Abundancia y riqueza de especies de coleópteros epigeos en parches de alfalfa que difieren en fragmentación y pérdida de hábitat. Santiago, Chile: Universidad de Chile, pp. 71.

Morláns, M. C. (2000) *Estructura del paisaje (matriz, parches, bordes, corredores) sus funciones. Fragmentación del hábitat y su efecto borde*. Universidad Nacional de Catamarca: Área ecología - Editorial Científica Universitaria 12 pp.

Mottoni, R., Longcore, T. y Novotny, V. (2000) Arthropod monitoring for fine scale habitat analysis: a case study of the El Segundo sand dunes. *Environmental Management.* 25: 445-452.

Munguira, M. L. y Thomas, J. A. (1992) Use of Road Verges by Butterfly and Burnet Populations, and the Effect of Roads on Adult Dispersal and Mortality *Journal of Applied Ecology.* 29: 316-329.

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

Muskett, C. J. y Jones, M. P. (1980) The dispersal of lead cadmium and nickel from motor vehicles and effects on road sides invertebrate macrofauna. *Environmental Pollution.* 23: 231-242.

Naoki, K., Gómez, M. I., López, R. P., Meneses, R. I. y Vargas, J. (2006) Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia.* 41(1): 65-78.

Nates-Parra, G. y Rodríguez, Á. (2011) Forrajeo en colonias de Melipona eburnea (Hymenoptera: Apidae) en el piedemonte llanero (Meta, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología.* 37 121-127.

New, T. R. (1999) Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Insect Conservation.* 3: 251-256.

New, T. R. (2009) *Insect Species Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 272 pp.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezquita, S. y Favila, M. E. (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation.* 141: 1461-1474.

Noon, B. (1981) Techniques for sampling avian habitats. The use of multivariate statistics in studies of wildlife habitat: 42-52.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H. y Wagner, H. (2014) vegan: Community Ecology Package.

Oreja, J. A. G., Ordaz, A. A. d. l. F. D., Santín, L. H., Franco, D. B. y Regidor, C. B. (2010) Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation.* 33: 15.

Ossa, V. J. D. L. y Galván-Guevara, S. (2015) Wildlife mortality records caused by vehicular collisions on the Toluviejo - Cienaga de La Caimanera highway, Sucre, Colombia. *Biota Colombiana.* 16(1): 67-77.

Ossa, V. J. d. l., Ossa-Nadjar, O. D. L. y Medina-Bohórquez, E. (2015) Atropellamiento de Fauna Silvestre. *Revista Colombiana de Ciencia Animal.* 7(1): 109-116.

Parada, A., Torres, A. E. S., Rojas, M. L., Fernández, R. G., Velis, A. A., Carrera, L. M. y Menéndez, J. M. G. (2006) Biota terrestre del norte de la provincia Ciego de Ávila. En Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales. *Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección I. Ecosistemas del norte de la provincia Ciego de Ávila. CIEC.*

Pardo-Locarno, L. C., Lozano-Zambrano, F. H. y Montoya-Lerma, J. (2000) Passalidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) en fragmentos de bosque seco tropical de la cuenca media del río Cauca, Colombia. *Folia Entomológica Mexicana.* 110: 15-22.

Parker, G. G. (1995) Structure and microclimate of forest canopies. En: Lowman, M. D. y Nadkarni, N. M. (eds.). *Forest Canopies.* pp. 431-455. San Diego: Academic Press.

Peláez, C. G., Giné, D. S. y García-Romero, A. (2015) Evaluación espacial de ambientes de borde para el diagnóstico de bosques fragmentados. En: Riva, J. d. l. *et al.* (eds.). *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación.* pp. 1649-1657. España: Universidad de Zaragoza.

Peralta, L. A., Deloya, C. y Moreno-Casasola, P. (2007) Insectos Acuáticos Asociados a los Lagos Interdunarios de la Región Central del Estado de Veracruz, México. *Neotropical Entomology.* 36(3): 342-355.

Pielou, E. C. (1984) *The Interpretation of Ecological Data: A Primer on Classification and Ordination*. New York: Wiley and Sons.

Piera, F. M. (1998) Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de Insectos: Dilemas, Ficciones y Soluciones. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa SEA.* 20: 25-55.

Price, P. (1997) *Insect ecology*. New York: John Wiley and Sons, 874 pp.

Primack, R. (1998) Essentials of conservation biology. *Sinaeur.* 659.

Przybylski, Z. (1979) The effects of automobile exhaust gases on the arthropods of cultivated plants, meadows and orchards. *Environmental Pollution.* 19: 157-161.

Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Alvares, M., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espirito-Santo, M. M., Fagundes, M., Fernandes, G. W., Gamon, J., M. Lopezaraiza-Mikel, Lawrence, D., Cerdeira-Morellato, L. P., Powers, J. S., Neves, F. S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R. y Sanchez-Montoya, G. (2009) Succession and management of tropical dry forests: Synthesis and new perspectives. *Forest Ecology and Management,.* 258(6): 1014-1024.

Rajvanshi, A., Mathur, V., Teleki, G. y Mukherjee, S. (2001) *Roads, sensitive habitats and wildlife, environmental guidelines for India and South Asia*. Toronto, Canada: Wildlife Institute of India, Canadian Environmental Collaborative Ltd, 215 pp.

Ries, L., Robert J. Fletcher, J., Battinan, J. y Sisk, T. D. (2004) Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Evolution and Systematics.* 35: 491-522.

Riffell, S. K. (1999) Road mortality of dragonflies (Odonata) in a Great Lakes coastal wetland. *The Great Lakes Entomologist.* 32: 63-73.

Rodríguez-León, R., Fernández, I., Batista, D. R., Otero, M., Hidalgo-Gato, M. M., Fernández, A., M.Trujillo y López, M. (2000) Presencia de insectos en 12 cayos del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Poeyana.* 23-28.

Rodríguez-León, R., Hidalgo-Gato, M. y López, M. (2002) Adiciones a la lista de homópteros auquenorrincos de Cayo Coco, Archipiélago de Sabana-Camagüey, Cuba. *Cocuyo.* 13: 24-25.

Rodríguez-León, R. y López, M. (2002) Primer registro del género Sayiana Ball (Homoptera: Derbidae) para Cuba. *Poeyana.* 484-490:33-34.

Rodríguez-León, R. y Hidalgo-Gato, M. (2007) Nuevos registros de especies de las Familias Cixiidae e Issidae (Hemiptera) para el Archipiélago de Sabana-Camagüey, Cuba. *Poeyana.* 495:434-435.

Rodríguez-León, R. (2009) Diversidad de Hemípteros Auchenorrhyncha en Cayo Coco, Archipiélago de Sabana Camaguey,Cuba. España: Universidad de Alicante pp. 159.

Rodríguez, J. P., Pearson, D. L. y Barrera, R. R. (1998) A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela? *Biological Conservation.* 83: 69-76.

Rojas, M. L., Arbona, E. M. y Quintas, A. G. (2014a) Informe final del monitoreo de la biota animal terrestre en playas del polo turístico Jardines del Rey. Centro de Investigación de Ecosistemas Costeros, pp. 29.

Rojas, M. L., García, G. G. y Velázquez, D. R. (2014b) Diptera: Composición, distribución y aspectos ecológicos. En: Batista, D. R. *et al.* (eds.). *Fauna terrestre del Archipiélago de Sabana-Camagüey, cuba.* pp. 444. La Habana: Editorial Academia.

Roubik, D. W. (1993) Tropical pollinators in the canopy and understorey: field data and theory for stratum "preferences". *Insect Behavior.* 6: 659-673.

Rubio, A. P., Palafox, A. R. y Noguera, F. A. (2002) Diversidad y estacionalidad de Arthropoda. En: Noguera, F. A. *et al.* (eds.). *Historia Natural de Chamela.* pp. 183–201. México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Saljoqi, A.-U.-R., Asad, N., Khan, J., Sadur-Rehman, E.-u.-H., Huma, Z., Saeed, H. G., Nadeem, M., Salim, M., Ahmad, B. y Zada, H. (2015) The impact of temperature on biological and life table parameters of Chrysoperla carnea Stephens (Neuroptera: Chrysopidae) fed on cabbage aphid, Brevicoryne brassicae (Linneaus) *Journal of Entomology and Zoology Studies.* 3(2): 238-242.

Samways, M. J. (2005) *Insect Diversity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, 356 pp.

Sánchez, E. J., Caballero, S. Z. y Noguera, F. A. (2009) Variación temporal de la diversidad de estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) nocturnos en un bosque tropical caducifolio de México. *Revista mexicana de biodiversidad.* 80: 1-7.

Santos, J. y Tellería, L. (2006) Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas.* 15(2): 3-12.

Schelhas, J. y Greenberg, R. (1996) Introduction: the value of forest patches. En: Schelhas, J. y Greenberg, R. (eds.). *Forest patches in tropical landscapes.* pp. 498. Washington D C,: Island Press.

Schowaltetr, D. (1985) Adaptations ofinsects to disturbance. En: Picket, S. T. y White, P. S. (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* pp. 235-252. New York: Academic Press Inc.

Schweiger, E. W., Diffendorfer, J. E., Holt, R. D., Pierotti, R. y Gaines, M. S. (2000) The interation of habitat fragmentation, plant, and small mammal succesion in an of field. *Ecological Monographs.* 76(3): 383-399.

Seamon, J. O. y Adler, G. (2011) Population performance of generalist and specialist rodents along habitat gradients. *Canadian journal of zoology.* 74: 1130-1139.

Seibert, H. C. y Conover, J. H. (1991) Mortality of Vertebrates and Invertebrates on an Athens County, Ohio, Highway. *Ohio Journal of Science.* 91: 163-166.

Sepúlveda-Cano, A. P., Smith-Pardo, H. A. y Hoyos, A. R. (2017) Efecto del arreglo espacial del agroecosistema sobre la diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) en

cultivos de papa (Solanum tuberosum) en Antioquia, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología.* 43(1): 55-63.

Shapiro, S. y Wilk, M. B. (1965) An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika.* 52.

Simpson, G. G. (1964) Species diversity of North American recent mammals. *Systematy Zoology.* 13: 57-73.

Solervicans, J. y Estrada, P. (2002) Insectos epigeos de asociaciones vegetacionales escleróflas de la Reserva Nacional de Río Carnillo (Región Metropolitana, Chile). *Acta Entomológica Chilena.* 26: 2-44.

Soluk, D., Zercher, D. y Worthington, A. M. (2011) Influence of roadways on patterns of mortality and flight behavior of adult dragonflies near wetland areas. *Biological Conservation.* 144: 1638-1643.

Soto, S. S., Martinez, U. N. G., Jimenez, M. M., Urbano, M. S., Castellanos, A. R. y Martinez, M. M. (2016) Mortalidad de Mariposas diurnas (Lepidoptera Rhopalocera) por impacto vehicular en la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche,Mexico. *Revista Nicaraguense de Entomologia.* 110: 16.

Spector, S. y Ayzama, S. (2003) Rapid Turnover and Edge Effects in Dung Beetle Assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical Forest – Savanna Ecotone. *Biotropica.* 35(3): 394- 404.

Spellerberg, I. F. (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters.* 7: 317-333.

StatSoft, I. (2004) STATISTICA (Data Analysis Software System).

Stork, N. E. (1988) Insect diversity: Facts, fiction and speculation. *Biological Journal of Linnean Society.* 35: 321-337.

Stork, N. E. y Eggleton, P. (1992) Invertebrates as determinants and indicators of soil qualit. *American Journal of Alternative Agriculture.* 7: 38-48.

Team, R. C. (2017) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Tejeda, I. R. (2009) Efectos de la fragmentación sobre las comunidades de pequeños mamíferos en remanentes de bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz. Veracruz, Colombia: Dirección General de Bibliotecas de la Universidad Veracruzana

Thuiller, W., Araújo, M. B., Pearson, R. G., Whittaker, R. J., Brotons, L. y Lavorel, S. (2004) Biodiversity conservation -Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature.* 430: 6995.

Toti, D. S., Coyle, F. A. y Miler, J. A. (2000) A structured inventory of appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology.* 28: 329−345.

Troya, A., Bersosa, F. y Espinoza, L. (2016) Insectos de los remanentes de bosques secos andinos del norte de Ecuador. *Ecosistemas.* 25(2): 79-82.

Urueta, C. B., Ramos, L. S., Zapata, M. V. y Hernández, N. M. (2013) Mariposas hesperioidea y papilionoidea (Insecta : Lepidoptera) en un fragmento de bosque seco tropical, Atlántico, Colombia. *Boletín científico Centro de museos Museo de Historia Natural.* 17(1): 149-167.

Valle, J. d. (1998) Curva especies-área y riqueza biológica: La asíntota de la curva especies-área como expresión de la riqueza biológica.

Vásquez, L. (2011) *Cambio climático, incidencia de plagas y prácticas agroecológicas resilientes*. La Habana: Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas (INCA), 242 pp.

Vega, X. y Grez, A. A. (2008) Composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a Aristotelia chilensis (maqui) en el bosque maulino fragmentado. *Revista Chilena de Historia Natural.* 81: 221-238.

Viña, N., Fong, A. y Maceira, D. (1998) Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe-Sagua-Baracoa. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba. *Programa científico técnico naciónal. Desarrollo sostenible de la montaña.* Tomo I: 215.

Viña, N. (2000) Diversidad biológica del macizo montañoso Nipe Sagua Baracoa. *Programa Científico Técnico Nacional. Desarrollo sostenible de la Montaña Nipe Sagua Baracoa.* 4: 505-559.

Yamada, Y., Sasaki, H. y Harauchi, Y. (2010) Composition of road-killed insects on coastal roads around Lake Shikotsu in Hokkaido, Japan. *Journal Rakuno Gakuen University.* 34: 177-184.

Zar, J. H. (2009) *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 944 pp.

Zayas, F. (1974) *Entomofauna cubana. Tomo III.* La Habana: Editorial Científico técnico, 128 pp.

Zayas, F. (1975) *Revisión de la familia Cerambycidae (Coleoptera, Phytophagoidea)*. Instituto de Zoología. La Habana: Editorial Científico técnico, 438 pp.

Zayas, F. (1981) *Entomofauna cubana. Tomo VIII.* La Habana: Editorial Científico técnico, 113 pp.

Zayas, F. (1988) *Entomofauna cubana. Tomo VII.* La Habana: Editorial Científico técnico, 151 pp.

Zuñiga, A. M. P. (2005) Efecto de la fragmentación y aislamiento de la alfalfa sobre la abundancia y distribución de coccinélidos y sus presas, los áfidos. Santiago, Chile: Universidad de Chile, pp. 51.