UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

VARIABILIDAD ESTACIONAL DE POLINIZADORES SILVESTRES EN TRES AMBIENTES VEGETACIONALES DEL PARAGUAY

Tesis de grado presentada como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

Liz Mariela Santacruz Estigarribia

Ingeniera Ambiental

SANTIAGO - CHILE

2018

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor(a) Guía

Nombre

Amanda Huerta Fuentes

Nota

Firma

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre

Gustavo Cruz Madariaga

Nota

Firma

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre

Pedro Cattan Ayala

Nota

Firma

Agradecimientos

Durante mi proceso de formación como magister, me han apoyado y ayudado muchas personas.

Al gobierno de Paraguay a través de la Becas Carlos Antonio López que me hizo posible estudiar en este país.

A mi orientadora de tesis la Profesora Amanda Huerta por ser tan generosa, brindarme su tiempo y esfuerzo durante aproximadamente un año.

A la Fundación Moisés Bertoni de Paraguay por darme la oportunidad de realizar una investigación en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú, a Alejandro Martí por su ayuda y en especial a Danilo Salas Dueñas por la paciencia infinita y confiar en mi para esta investigación.

A mis pasantes, Octavio Novara, Noe Quiñonez y Digno Vera por el esfuerzo, el tiempo, la paciencia y la buena onda que pusieron para realizar las colectas.

A los guardaparques del puesto de control Karapa por la ayuda.

Al Museo de Historia Natural de Paraguay en especial a Bolívar Garcete, responsable de las identificaciones de las himenópteras.

A mis amigos paraguayos en Chile por ser apoyo y estar en los momentos más importantes.

A Manu por ser como es, y aparecer de la nada en mi vida.

A mis compañeros y profesores del magister, y a través de ellos haber aprendido de su cultura e idiosincrasia.

Y a mis padres por darme el sostén siempre.

Quiero finalizar agradecimiento a la Universidad de Chile por su calidad de enseñanza y por brindarme una oportunidad más en mi formación.

Índice General

1. Introducción.....1
2. Objetivos 7
3. Materiales y métodos 7
3.1 Área de estudio 7
3.2. Material de estudio 10
3.3. Método de muestreo.....12
A. Época de colecta 12
B. Diseño de muestreo.....12
C. Evaluación de la riqueza y abundancia de polinizadores silvestres en los fragmentos..12
D. Estimación de efectividad de la polinización 15
D.1 Selección de la especie vegetal atrayente 15
D.2. Estimación de la tasa de visita floral 15
D.3 Estimación de la efectividad de la polinización.....16
D.4 Estimación de la efectividad global 16
D.5 Procesamiento de la información.....17
4. Resultados 17
4.1 Evaluación de la abundancia y la riqueza de polinizadores silvestres en los ambientes vegetacionales.....17
4.1.2 Comparación de la abundancia y riqueza relativas de polinizadores de los ambientes vegetacionales y estación del año. 19
4.1.3 Análisis de abundancia diaria de cada ambiente vegetacional y las condiciones atmosféricas 27
4.1.4 Análisis de la riqueza esperada de especies por ambientes vegetacionales 29
4.1.5 Análisis de conglomerados por parches de los ambientes vegetacionales y estación del año. 30
4.2 Estimación de efectividad de polinización en los ambientes vegetacionales 31
4.2.1 Estimación de la tasa de visita floral.....31
5. Discusión.....34
6. Conclusión 38
7. Bibliografía 40
8. Anexos 47
9. Apendices 52

Lista de Figuras

Figura 1. Efecto de la producción agro-ganadera sobre el ambiente natural y el servicio de polinización 4
Figura 2. Área de estudio, Departamento de Canindeyú, Distrito de Villa Ygatimi, Paraguay 8
Figura 3. Borde de bosque nativo (RNBM), en la primera recolección de datos. 8
Figura 4. Bosque nativo interior en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú 9
Figura 5. Plantación forestal de *Eucalyptus* sp. A: invierno, B: primavera (posterior al incendio). 10
Figura 6. Uso de red entomológica en el fragmento borde de bosque. 13
Figura 7. Trampa Van Someren-Rydon. A: Trampa instalada en la plantación forestal a 0-1 m de altura; B: Trampa instalada en el bosque nativo interior a 5 m de altura. 14
Figura 8. Cámaras de videos instaladas para la observación de visitantes florales. 16
Figura 9. Distribución geográfica de polinizadores colectados. A: Lepidópteros. B: Himenópteros. 18
Figura 10. Abundancia relativa (% de individuos/ha) y riqueza relativa (% de especies/ha) según familia de Hymenoptera y Lepidoptera, del conjunto de ambientes vegetacionales y estaciones del año. 19
Figura 11. Abundancia relativa (número promedio de individuos/ha/parche) y riqueza relativa (número promedio de especies/ha/parche) de Lepidoptera e Hymenoptera, según ambiente vegetacional y estación del año. 26
Figura 12. Número de individuos/día de himenópteros y lepidópteros en el borde de bosque en ambas estaciones con relación a las variables atmosféricas 27
Figura 13. Número de individuos/día de himenópteros y lepidópteros en el bosque nativo interior en ambas estaciones con relación a las variables atmosféricas. 28
Figura 14. Número de individuos/día de himenópteros y lepidópteros en la plantación forestal en ambas estaciones con relación a las variables atmosféricas. 29
Figura 15. Dendrograma de disimilitud por parche de cada ambiente vegetacional en cada estación del año. 31
Figura 16. Número total de visitas de polinizadores hechas en ambas estaciones en el borde de bosque y su especie floral más atractiva (se graficaron las visitas mayores a la decena). 32
Figura 17. Tasa de visitas de los dos polinizadores más frecuentes y el número de flores visitadas según estación del año. 33
Figura 18. Efectividad global y de la polinización de las cuatro especies de polinizadores. 33

Lista de Tablas

Tabla 1. Distribución de los sistemas de polinización en los diferentes niveles del bosque (La Selva, Costa Rica). 2
Tabla 2. Abundancias absoluta y entre paréntesis la relativa/ha de especies de Lepidoptera e Hymenoptera, y totales de abundancia absoluta y relativa de especies/ha y totales de riqueza absoluta y relativa/ha de especies por ambiente vegetacional y temporada 20
Tabla 3. Resumen de índices de diversidad para riqueza esperada. 30

Resumen

En este estudio se analizó la variabilidad de la riqueza y abundancia estacional de especies de polinizadores silvestres en Paraguay en tres ambientes vegetacionales: bosque nativo interior, borde de bosque nativo y plantación forestal; además de la efectividad global en el borde de bosque. Esto dado el poco o nulo conocimiento, y su relevancia en la sostenibilidad de estos ecosistemas para su conservación o el uso potencial de servicios ecosistémicos. Para determinar la abundancia y riqueza de especies se escogieron tres ambientes vegetacionales, donde se colectaron especies del orden Hymenoptera y Lepidoptera en cinco parches de al menos 13 ha distribuidos al azar por ambiente. En la captura de especímenes en el borde de bosque se usaron redes con esfuerzo de captura de tres días, en tanto que en el bosque nativo interior y la plantación forestal se emplearon trampas de Van Someren-Rydon por dos días, repitiéndose en invierno y primavera. Las diferencias se comprobaron mediante pruebas de comparaciones parámetricas y no paramétricas. Se estimó la riqueza esperada a través de curvas de acumulación de especies de cada ambiente y estación del año. Para la efectividad global de la polinización se registraron número de visitas de cada polinizador y cantidad de polen transportado por las especies más frecuentes, en el borde de bosque. Se capturaron en total 128 especies, provenientes de 20 familias con 878 especímenes. El borde de bosque y bosque nativo interior tuvieron diferencias significativas en la abundancia estacional, pero no en la riqueza estacional, en tanto que la plantación forestal no registró diferencia significativa. La temperatura media y la humedad relativa podrían ser factores en la actividad de los polinizadores independiente al ambiente vegetacional. La similitud en el bosque nativo interior y la plantación forestal fue superior al 80%, por lo que estos ambientes exhibieron mayor estabilidad en el tiempo a diferencia del borde de bosque que no superó el 50% de similitud, lo que podría deberse al dinamismo estacional. La efectividad global de los polinizadores, su tasa de visita, sus visitantes florales y atrayentes florales fueron distintas en ambas estaciones. Se sugiere aumentar el número de parches para tratar de registrar la mayor cantidad de diversidad de polinizadores, además incluir a otros órdenes de polinizadores para conocer su totalidad, contribuyendo a la conservación de estos ecosistemas.

Palabras clave: Polinizador, variabilidad, riqueza, abundancia, efectividad global.

Summary

In this study, seasonal richness and abundance of wild pollinator species variability in Paraguay was analyzed in three vegetational environments: interior native forest, forest edge and forest plantation; as well as overall pollinators effectiveness at forest edge. This given the little or no knowledge, and its relevance in ecosystems sustainability for conservation or its potential use as ecosystem services. To determine the abundance and species richness, three vegetational environments were chosen, species of the order Hymenoptera and Lepidoptera were collected in five patches of at least 13 ha distributed randomly by environment. In the capture of specimens at the forest edge, networks with a three-day capture effort were used, while in the interior forest and forest plantation Van Someren-Rydon traps were used for two days, during winter and spring. The differences were tested by parametric and non-parametric comparisons. Expected richness was estimated through species accumulation curves of each environment and season of the year. For the overall pollination effectiveness at forest edge, number of visits of each pollinator and the amount of pollen transported by the most frequent species were recorded. A total of 128 species were captured, from 20 families with 878 specimens. Forest edge and interior forest had significant differences in seasonal abundance, but not in seasonal richness, while the forest plantation did not register a significant difference. The average temperature and relative humidity could be factors in pollinators activity independent of vegetational environment. Similarity between interior forest and forest plantation was higher than 80%, these environments exhibited greater stability over time, unlike the forest edge that did not exceed 50% similarity, which could be due to seasonal dynamism. The overall pollinators effectiveness, visit rate, floral visitors and floral attractants were different in both seasons. Increasing the number of patches registration is suggested to achieve a greater pollinator diversity, as well as to include other orders of pollinators to know their totality, contributing to the conservation of these ecosystems.

Key words: Pollinator, variability, richness, abundance, global effectiveness

1. Introducción

La pérdida de la diversidad biológica es un hecho que ha aparecido con la búsqueda de progreso económico del hombre y que ha alcanzado proporciones dramáticas (destrucción de bosques, calentamiento global y extinción de especies). Debido a que el medio ambiente viene adquiriendo estatus de bien económico, muchos recursos naturales son explotados irregularmente, como el agua y algunas fuentes de energía no renovables, que comienzan a escasear y presentan horizontes de agotamiento previsibles (Ostrom, 2009).

La transformación de hábitats naturales genera alteración de sus condiciones físicas, situación que puede incidir en la disponibilidad de los recursos. En consecuencia, algunas especies de animales y plantas pueden resultar afectadas de manera negativa. Una de las principales causas de la pérdida global de diversidad es la transformación de los bosques tropicales debido a actividades humanas (Kattan, 2002), como resultado, los fragmentos de bosque quedan inmersos en matrices modificadas, que pueden representar diferentes calidades para la fauna (Ospina-López, 2014). Tal es el caso de Paraguay que carece de un modelo de desarrollo sustentable, y esto ha repercutido en la disminución de bosques y biodiversidad. La actividad económica (producción ganadera y agrícola) ha generado en la intensa deforestación de los bosques, cuya extensión se encuentra cada vez más disminuida (STP, 2012).

Las comunidades ecológicas están organizadas en redes complejas de interacción donde las especies se relacionan unas con otras a través de diferentes tipos de interacciones, como por ejemplo, las interacciones planta-polinizador (Bascompte y Jordano, 2014). Así como las plantas dependen de sus polinizadores, muchos insectos, aves y murciélagos necesitan de las plantas para obtener energía y nutrientes (Waser y Ollerton, 2000). La polinización se define como el proceso de transporte de polen desde las anteras de una flor hasta un estigma localizado en la misma flor, en la misma planta o en una planta diferente de la misma especie y que conduce a la fertilización del óvulo para el posterior desarrollo del fruto (Robacker *et al*., 1988). La polinización biótica es importante para la reproducción de plantas silvestres (Ollerton *et al.*, 2011) y la polinización de cultivos como un servicio ecosistémico (Klein *et al.*, 2003). La polinización es uno de los factores que más intensamente afecta a la distribución espacial de las especies vegetales con flores, ya que la variación espacial del conjunto de sus polinizadores puede determinar el éxito reproductivo de las plantas en distintas localizaciones (Fernández, 2014). El rol de la polinización en la conservación es fundamental, ya que estas interacciones planta-polinizador son

imprescindibles para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres e influyen directamente en la variabilidad genética de los organismos, con lo cual se puede intuir la magnitud del proceso (Ollerton *et al*., 2011).

Los sistemas de polinización en los bosques tropicales son especialmente eficientes, pues a pesar que una gran proporción de las especies de plantas que estos ecosistemas poseen, y mecanismos de fecundación cruzada obligada por autoincompatibilidad o dioicismo, sus polinizadores son capaces de mover el polen a grandes distancias (Bawa *et al*., 1985). Existen más de 200.000 especies de angiospermas que dependen de aproximadamente 100.000 especies de organismos polinizadores, por lo cual la polinización es esencial para el mantenimiento general de la diversidad biológica (Maglianesi, 2016).

Los insectos son los polinizadores más importantes en todos los niveles del bosque, pues polinizan a casi el 75% de las especies. Entre éstos, las abejas (grandes, medianas y pequeñas) son el grupo predominante (casi el 40%). La polinización del dosel está dominada por las abejas medianas a grandes, principalmente de la familia Anthophoridae (37%) y por insectos pequeños diversos (27%). Las mariposas nocturnas, avispas y murciélagos, aunque presentes en el dosel, son más típicos de los árboles del subdosel, donde los sistemas de polinización son más diversos. Las abejas pequeñas y los escarabajos están casi completamente confinados al sotobosque y el subdosel. Los colibríes polinizan el 24% de las especies del sotobosque, pero son atípicos en los estratos superiores (Kress y Beach, 1994) (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución de los sistemas de polinización en los diferentes niveles del bosque (La Selva, Costa Rica).

Sistema de polinización	**Estrato del bosque**			**Todos los estratos (%)**
	Sotobosque (%)	**Subdosel (%)**	**Dosel (%)**	
Abejas medianas a grandes	21,9	20,2	37,3	**24,4**
Colibríes	23,8	4,1	3,9	**14,9**
Abejas pequeñas	15,9	17,5	3,9	**14,1**
Escarabajos	16,6	12,2	2,0	**12,7**
Insectos pequeños diversos	4,6	13,5	27,4	**11,2**
Mariposas nocturnas	4,0	13,5	11,8	**8,0**
Mariposas diurnas	4,6	4,1	3,9	**4,3**
Murciélagos	1,3	8,1	3,9	**3,6**
Avispas	0,0	5,4	5,9	**2,5**

Viento	4,0	1,4	0,0	**2,5**
Moscas	3,3	0,0	0,0	**1,8**
Especies totales	**100,0**	**100,0**	**100,0**	**100,0**

Fuente: Kress y Beach (1994).

Se calcula que el 16,5% de los polinizadores vertebrados están amenazados de extinción a nivel mundial (cifra que aumenta hasta el 30% para las especies insulares), con tendencia hacia el alza. La mayoría de los insectos polinizadores no se ha evaluado a nivel mundial (bien establecido). Las evaluaciones regionales y nacionales de los insectos polinizadores indican niveles elevados de amenaza, en especial en abejas y mariposas (que suelen ser más del 40% de las especies amenazadas) (Klein *et al*., 2007).

Las causas que se barajan para explicar un posible descenso de polinizadores (silvestres como domésticas) son varias:

1- Una de ellas es la modificación en el uso del territorio (la pérdida de hábitats o su fragmentación), esto conlleva efectos negativos sobre sus poblaciones (se reducen sus zonas de nidificación, se eliminan sus fuentes de alimento, etc.), aunque también hay determinadas especies que pueden verse beneficiadas por la proximidad (Potts *et al*., 2010). La reducción de las zonas semi-naturales en los paisajes disminuye la riqueza y abundancia de polinizadores silvestres, incluyendo las abejas, moscas y mariposas (Williams *et al*., 2010; Winfree *et al*., 2011). La producción agro-ganadera transforma los ambientes originales en otros más homogéneos, en los que las áreas naturales se encuentran cada vez más fragmentadas (Steffan-Dewenter y Westphal, 2008). Es probable que los cambios asociados a la producción agro-ganadera afecten negativamente la abundancia y riqueza de polinizadores, generando una disminución en el servicio de polinización (Figura 1). Los polinizadores, tanto silvestres como manejados, se ven muy influidos por los cambios en el entorno que les rodea (Greenleaf y Kremen, 2006; Wojcik *et al.*, 2008; Colteaux *et al*., 2013), debido a su gran dependencia por los recursos florales como sustento y hábitats de nidificación adecuados (Wojcik *et al*., 2008; Colteaux *et al.*, 2013). En la mayoría de las situaciones, el declive a gran escala de poblaciones de polinizadores es a consecuencia de cambios antropogénicos en el paisaje (Bos *et al*., 2007). Las actividades humanas, tales como la intensificación en los usos del suelo, la fragmentación, degradación y pérdida del hábitat, o el uso de agroquímicos, tienen efectos adversos sobre la diversidad de polinizadores (Greenleaf y Kremen, 2006; Bos *et al*., 2007).

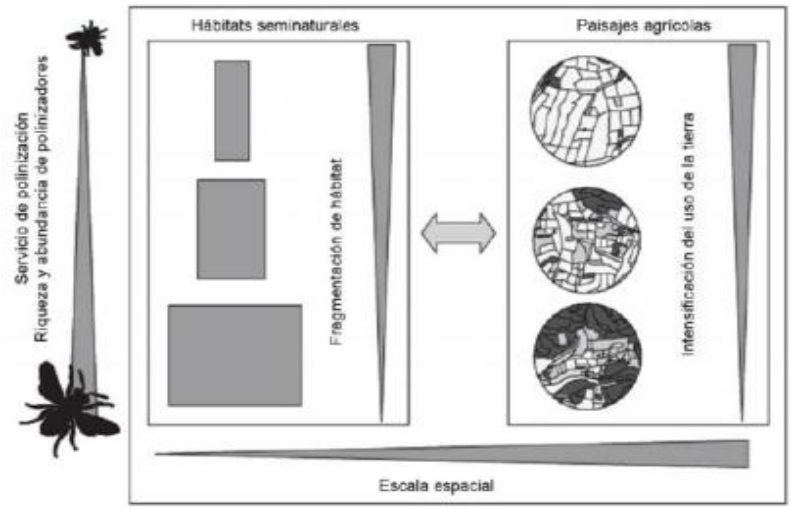


Figura 1. Efecto de la producción agro-ganadera sobre el ambiente natural y el servicio de polinización (Moreno, 2005).

2- Otro factor es el cambio climático. En los últimos años han aumentado las evidencias que relacionan los cambios en la frecuencia y la severidad de eventos climáticos extremos inducidos por el cambio climático con alteraciones en la fenología de floración, la producción de néctar y polen de plantas en los bosques tropicales y subtropicales (Butt *et al*., 2015). Así, la reproducción de las plantas podría reducirse por falta de polinizadores, mientras que éstos podrían enfrentarse a una escasez de recursos alimenticios si las plantas que utilizan regularmente no se encuentran en floración (Kjohl *et al*., 2011). Las interacciones planta-polinizador al igual que otras interacciones mutualistas son particularmente vulnerables al cambio climático, debido a la susceptibilidad de desacople de las actividades de las especies que interactúan (las especies que interactúan ya no co-ocurren temporalmente) (Visser y Both, 2005).

3- La introducción de especies exóticas es otro factor en el declive de polinizadores. El proceso de polinización de las plantas en una comunidad puede verse alterado de forma importante con la llegada de una especie nueva, sea ésta una planta, un animal (no necesariamente un polinizador) o incluso un microorganismo. La mayoría de los estudios han examinado el impacto de plantas exóticas sobre plantas nativas, aunque existe también bastante información sobre el efecto que tienen polinizadores invasores con valor comercial, como la abeja de la miel (*Apis mellifera*) (Hy., Vespidae) o abejorros pertenecientes a distintas especies (*Bombus* sp.) (Hy., Apidae), sobre las comunidades invadidas (Traveset y Richardson 2006). Cuando las plantas exóticas son más atractivas para los polinizadores, las nativas pueden sufrir una reducción en la

cantidad y/o calidad de las visitas de los polinizadores como resultado de cambios en su abundancia o comportamiento (Lopezaraiza-Mikel *et al*., 2007; Gibson *et al*., 2013; LeVan *et al*., 2014). Los animales exóticos invasores, pueden provocar disrupciones en las interacciones de polinización al desplazar por competencia a los polinizadores nativos, en el caso que esos animales sean también polinizadores, o bien directamente depredando (o parasitando) sobre ellos. Los animales invasores tienen un efecto más consistentemente negativo que las plantas invasoras sobre las tasas de visita de polinizadores a las plantas nativas (Montero-Castaño y Vilà, 2012).

4- Los productos químicos también son otro factor de declive. Probablemente la mayor amenaza para los polinizadores. Los insecticidas pueden causar mortalidad por intoxicación directa y repercutir en cambios locales de diversidad y abundancia de los polinizadores, tanto silvestres como domésticos, mientras que los herbicidas y fertilizantes pueden afectar a los polinizadores indirectamente al disminuir la disponibilidad de recursos florales (APOLO, s.f).

Las poblaciones de una especie vegetal pueden estar sujetas a variaciones en la composición y abundancia del conjunto de visitantes florales con los que interacciona. Esta variación obedece tanto a características intrínsecas de la planta (tamaño poblacional, agregación, fenotipo, etc.) como extrínsecas a ella (abundancia local de polinizadores, dinámica temporal de los mismos, factores climáticos locales, plantas acompañantes, etc.) (Herrera, 1995). Todos estos factores pueden también afectar a la diversidad de polinizadores, que a su vez puede tener un efecto importante en el éxito reproductivo de la planta (Klein *et al*., 2003; Kremen *et al*., 2002; Gómez *et al*., 2007; Perfectti *et al*., 2009). Así, el conocimiento de la composición, abundancia y diversidad de los visitantes florales es crucial para comprender la coevolución mutualística de las plantas y sus polinizadores (Thompson, 1994; Cane *et al*., 2005). Las interacciones entre las plantas y sus visitantes florales no son constantes ni en el espacio ni en el tiempo, pudiendo presentar variaciones notables (Price *et al*., 2005; Petanidou *et al*., 2008). La variación temporal ha sido también estudiada a diversas escalas temporales, incluyendo la variación estacional y la plurianual (Herrera, 1988; Traveset y Sáez, 1997). El conocimiento de la variación temporal especialmente en comunidades muy diversas donde ha sido difícil determinar la identidad y el grado de reemplazamiento temporal de los visitantes florales es aún limitada (Fang y Huang, 2012).

La variabilidad temporal en la composición y frecuencia de la comunidad de visitantes florales puede tener importantes implicaciones en la biología reproductiva de las plantas. Los visitantes florales difieren en su importancia (efectividad global) como polinizadores, fruto de sus diferencias en frecuencia de visitas y efectividad por visita floral (Herrera, 1987; Perfectti *et al*., 2009; Rodriguez-Rodriguez *et al*., 2013). El papel de los polinizadores en la evolución floral de las especies de plantas donde el éxito reproductivo está limitado por el polen dependerá en última instancia de su efectividad en la polinización (Herrera, 1988; Gómez, 2004). Una de las metodologías a conocer, la efectividad consiste en el embolsado de flores, cuando la flor está cerrada, se cubre con una bolsa que impide el acceso a ella a los insectos y, en el momento en el que se produce la apertura, la bolsa se retira, permitiendo la polinización. Tras la visita de la flor por un polinizador, ésta puede ser recogida para contar los granos de polen depositados en su estigma, puede ser reembolsada y posteriormente se procede al conteo del número de semillas, o bien se pueden contar los granos de polen transportados por el visitante floral (Bos *et al*., 2007; Pérez-Balam *et al*., 2012; Rader *et al*., 2013; Rogers *et al*., 2013). Por lo tanto, los efectos combinados de la efectividad de la polinización y su tasa de visita en las flores determinarán su efectividad global en la polinización (Fumero y Meléndez, 2007). La identidad y la efectividad de los polinizadores de una determinada planta, la diversidad del conjunto de éstos y la tasa con los que los polinizadores contactan con las flores de forma efectiva, se hace imprescindible para conocer la forma precisa del éxito reproductivo de una especie, así como comprender su distribución y predecir su comportamiento ante determinados escenarios (Klein *et al*., 2003; Gómez *et al*., 2007).

Un análisis riguroso de la variación temporal y espacial en el grupo de polinizadores demanda estudios de varios períodos reproductivos y en distintas localidades. Los patrones de variación en sistemas planta-polinizador a lo largo de rangos geográficos han sido estudiados en una variedad de escalas espaciales y ecológicas. Los trabajos publicados incluyen ejemplos de búsqueda de patrones relacionados con variaciones de altitud (Malo y Baonza, 2002), latitud (Ollerton y Cranmer, 2002), insularidad (Ollerton y Cranmer, 2002; Jordano *et al*., 2003), fragmentación y complejidad del paisaje y estadío sucesional luego de un disturbio (Potts *et al*., 2003).

A pesar de la importancia ecológica y económica de los polinizadores, aún se conoce muy poco sobre su diversidad y relaciones ecológicas en las diferentes regiones de Latinoamérica, lo cual dificulta su conservación y aprovechamiento económico (Maglianesi, 2016). Por esta razón se

analizó la variabilidad de la riqueza y abundancia estacional de polinizadores silvestres en Paraguay en tres ambientes vegetacionales, bosque nativo interior, borde de bosque y plantación forestal, además de la efectividad global de borde de bosque. Esto dado el poco o nulo conocimiento sobre este tema, y su relevancia en términos de la sostenibilidad de estos ecosistemas para la conservación o el uso potencial de servicios ecosistémicos de estas especies de insectos.

2. Objetivo

General

- Analizar la variabilidad estacional de polinizadores silvestres en tres ambientes vegetacionales del Paraguay

Específicos

- Evaluar la riqueza y abundancia de polinizadores silvestres en tres ambientes vegetacionales.
- Estimar la efectividad global de la polinización en el ambiente vegetacional borde de bosque.

3. Materiales y métodos

3.1 Área de estudio

El Paraguay es considerado un país subtropical por su ubicación geográfica. Se encuentra en una zona de transición entre corrientes cálidas provenientes de la zona ecuatorial y el aire frío procedente de la Antártida, de manera que los vientos predominantes son los cálidos del norte y los fríos del sur. El clima de la región es típicamente continental, clasificado por Koeppen como Templado Lluvioso (Cfa), con una temperatura media que oscila entre los 21 y 22ºC, precipitación media de 1.800 mm (rangos de 2.000 -1.600 mm) (FMB-BM, 2005). La temperatura de la zona llega a los 42°C en el verano húmedo y a -2ºC durante el invierno (más seco) (Fleytas, 2008). La recolección de datos se realizó en tres fragmentos o ambientes vegetacionales, uno en un bosque nativo interior, un segundo al borde del bosque nativo, ambos ubicados en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú (RNBM); y un tercero, localizado en una plantación forestal, situada a metros de la RNBM pero en áreas privadas, todos ellos en el Departamento de Canindeyú, Distrito de Villa Ygatimi (Figura 2).

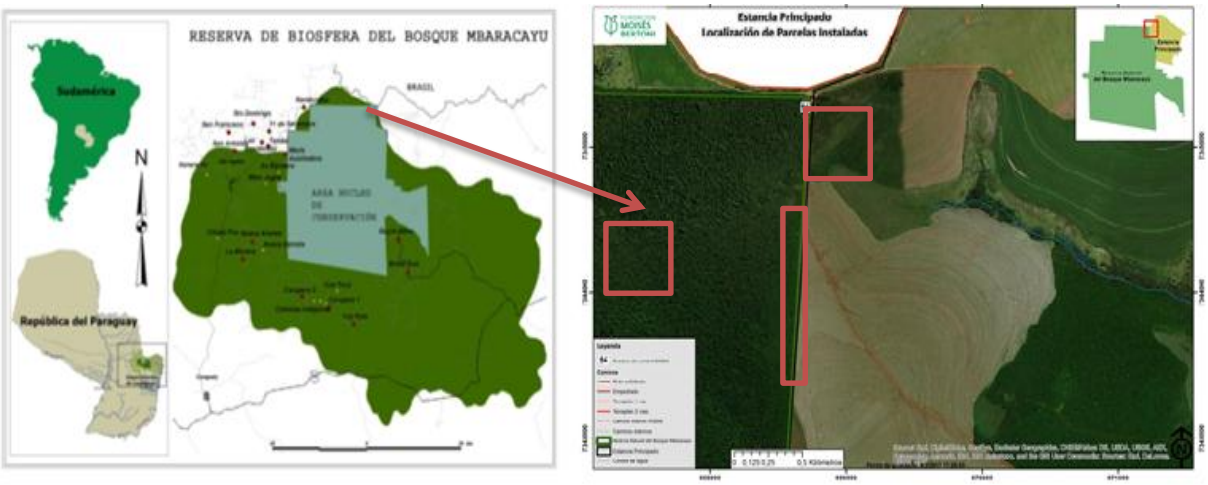


Figura 2. Área de estudio, Departamento de Canindeyú, Distrito de Villa Ygatimi, Paraguay. Fuente: FMB (2017).

Borde de bosque: Borde se ha definido como la zona de transición entre hábitats adyacentes, en este caso el bosque nativo interior y plantaciones exóticas. Las características observadas en este ambiente vegetacional estuvieron definidas por árboles de menor altura, gran número de lianas, hierbas, pastos, especies frutales como el coco o mbokaja (*Acrocomia aculeata*), pindo (*Syagrus romanzoffiana*), guayabas (*Psidium* sp.), Bromeliaceae de los géneros Bromelia y Tillandsia, entre otros. Estas características se presentaron desde el borde hasta 50 m al interior del bosque nativo (Figura 3, Apéndice 1).

Figura 3. Borde de bosque nativo (RNBM), en la primera recolección de datos.

Bosque nativo interior: Este ambiente vegetacional está ubicado en el interior de la RNBM (Figura 4, Apéndice 1). El área está inserta en el Bosque Atlántico del Alto Paraná, con una altura de dosel hasta 40 m y abundancia de especies. El suelo es rojizo, con buen drenaje y mediana fertilidad. Se han listado 1.088 especies vegetales, de las cuales 99 se encuentran con algún rango de amenaza. Con relación a la fauna, la RNBM es hábitat de 409 especies de aves, 87 especies de mastofauna, 22 especies de anfibios, 21 de reptiles y 64 de peces (Anexo 1). Respecto a los invertebrados son aún poco estudiados, los datos preliminares indican presencia de 166 especies de lepidópteros diurnos, 52 de coleópteros y 146 de himenópteros (FMB-BM, 2005).

Figura 4. Bosque nativo interior en la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú

Plantación forestal: La plantación estuvo conformada por la especie *Eucalyptus* sp., que cuenta aproximadamente con 5 años (Figura 5A, Apéndice 1). La primera recolección de datos se realizó sin ningún inconveniente en este ambiente, sin embargo, para la estación de primavera, los parches y un área extensa de la plantación fue afectada por un incendio aproximadamente 22 días antes de la segunda recolección de datos (Figura 5B).

Figura 5. Plantación forestal de *Eucalyptus* sp. A: invierno, B: primavera (posterior al incendio).

3.2. Material de estudio

Se estudiaron especies de insectos pertenecientes a los órdenes Lepidoptera e Hymenoptera, estos órdenes corresponden al 57,2% del total de polinizadores (79% del total de polinizadores son insectos, el resto concierne a las aves, viento y otros más) (Kress y Beach, 1994).

Orden Lepidoptera Linnaeus, 1758

- Mariposas: Muchas mariposas consumen néctar y polen, aunque en general, no se alimentan exclusivamente en las flores. El néctar que buscan es particularmente rico en aminoácidos y poseen piezas bucales especializadas que insertan en las corolas para absorberlo. Su cuerpo con pelos y escamas permite que se les adhiera el polen. Las mariposas diurnas son atraídas por flores vistosas, tubulares y casi sin olor (Bawa, 1992). En general, son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades a través de medidas de diversidad y riqueza representan una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (Kremen *et al*., 1993).

Orden Hymenoptera Linnaeus, 1758

El interés científico en este Orden viene determinado por los numerosos modelos de comportamiento, referidos fundamentalmente a la depredación, parasitoidismo y sociabilidad. Estos insectos tienen una enorme importancia, sobre todo en lo relacionado con el control de plagas y la polinización; así mismo, destacan los productos obtenidos de la apicultura (Fernández Gayubo y Pujade-Villar, 2015).

- Superfamilia Apoidea

Los apoideos (Apoidea), vulgarmente conocidos como abejas y abejorros. Abarca especies solitarias, semisociales y eusociales. Suministran alimentos a sus larvas. Hacen sus nidos en una variedad de sustratos, desde nidos en el suelo a tallos huecos, agujeros de troncos, etc. Al igual que otros himenópteros, en muchas especies, el ovipositor o apéndice del abdomen de las hembras se ha transformado en un aguijón utilizado para defensa. Son los polinizadores más importantes de las magnoliófitas (plantas con flores). Poseen una lengua larga, o glosa, que utilizan para obtener el néctar. Muchas presentan un órgano adaptado para recolectar el polen, denominado escopa o corbícula en el tercer par de patas, otras poseen la escopa en el abdomen o carecen de este órgano por completo. Lo usan para transportar el polen a la colmena para alimentar a sus crías (Debevec *et al*., 2012).

- Superfamilia Vespoidea

Más conocidos como avispas (aunque este nombre común puede darse a otras superfamilias). Incluye especies de hábitos solitarios y otras que han desarrollado hábitos sociales más o menos evolucionados, formando colonias. Está formada por 10 familias con aproximadamente 50.000 especies descritas en el mundo. En la Región Neotropical se registró cerca de 2.500 géneros y más de 24.000 especies descritas. Está distribuido en todo el mundo, con la mayor riqueza en los trópicos. Representan un componente importante en la manutención de los ecosistemas, pues son parasitoides o predadores de otros antrópodos. En la fase adulta, los alados de una buena parte de ellos actúan como polinizadores de diversas especies de plantas, ya que visitan las flores en busca de néctar (Brothers, 1995).

3.3. Método de muestreo

A. Época de colecta

La recolección de datos se realizó en dos estaciones del año: invierno (agosto) y primavera (noviembre) de 2017. Se colectó en estas dos estaciones para conocer si existía variabilidad de la diversidad de polinizadores y ofertas florales.

B. Diseño de muestreo

Se empleó un diseño de muestreo aleatorio simple consistente en la evaluación de cinco parches (n=5) distribuidos al azar en cada ambiente vegetacional por cada estación del año que fue tratado estadísticamente en forma separada. Estos parches tuvieron una dimensión mínima de 13 ha (Zurbuchen *et al*., 2010), y estuvieron distanciados entre sí por lo menos 100 m para asegurar la independencia de la información obtenida.

C. Evaluación de la abundancia y la riqueza de polinizadores silvestres en los ambientes vegetacionales

La colecta de polinizadores se hizo entre las 10:00 y las 16:00 h (a excepción de días con lluvia), en forma simultánea en los tres ambientes vegetacionales en ambas estaciones del año. A continuación se presentan los métodos de captura que se aplicaron en cada ambiente vegetacional:

El método de captura para el ambiente vegetacional borde de bosque fue a través del uso de la red entomológica, también llamada red lepidopterológica o jama, con la cual se colectó polinizadores sobre las flores (Figura 6). En este caso en cada parche se estableció al azar un transecto de 50 m de longitud por 2 m de ancho, que cubrió un área de 100 m^2, donde se realizó la captura (Smith-Pardo y González, 2007). La captura tuvo una duración de 12 min por cada hora durante por los tres días en cada uno de los parche, para así llegar a un esfuerzo de captura de 6 h/día (Pinilla-Gallego y Nates-Parra, 2015).

Figura 6. Red entomológica en el ambiente vegetacional borde de bosque.

El método de captura para los ambientes vegetacionales bosque nativo interior y plantación forestal fue la trampa Van Someren-Rydon, cuyo radio de acción es de 50 m. El cebo empleado como atrayente fue fruta descompuesta (banano y naranja) (Kress y Beach, 1994; Ospina López 2014). Se empleó dos trampas por cada parche, instalando al azar una entre 0 y 1 m de altura sobre el suelo (sotobosque) (Figura 7A) y otra a 5 m (subdosel) (Figura 7B). Se midieron a estas dos alturas ya que dentro del bosque la distribución de los polinizadores varían de acuerdo a esta variable. No se tomó el dosel superior ya que la altura del bosque era mayor a 30 m y dificultaba la instalación de las trampas. La duración de la colecta fue de dos días consecutivos desde las 10:00h a las 16:00 h y se revisaron al final del día, con un esfuerzo de captura de 60 h/día (Smith-Pardo y González, 2007).

Figura 7. Trampa Van Someren-Rydon. A: Plantación forestal a 0-1 m de altura; B: Bosque nativo interior a 5 m de altura.

Los insectos colectados se introdujeron en frascos insecticidas, luego se montaron con alfileres entomológicos y se determinaron en el laboratorio al menor nivel taxonómico posible. Cuando no pudo ser determinado al nivel de especie, los individuos se agruparon en morfoespecie (Moreno, 2005).

Se evaluó la abundancia y la riqueza de las especies de polinizadores por ambiente vegetacional y estación del año. Se estimó la riqueza relativa (número de especies/ha) y la abundancia relativa (número de individuos/ha). Se probó la normalidad y homocedasticidad de los datos (riqueza y abundancia relativa de cada ambiente vegetacional), para datos normales se aplicó pruebas paramétricas (t de Student de muestras dependientes) y para los que no fueron normales se usó la prueba no paramétrica (t de Wilcoxon). También se analizó la riqueza esperada de especies para cada ambientes vegetacionales y estación del año para conocer si el esfuerzo de muestreo (n) fue el apropiado, además de un análisis de conglomerados de disimilitud de los ambientes vegetacionales y en cada estación del año. Para los cálculos y análisis se empleó el programa estadístico R y EstimateS.

D. Estimación de efectividad de la polinización

D.1 Selección de la especie vegetal atrayente

Para analizar la efectividad se debió cumplir dos condiciones, la primera que las ofertas florales debían ubicarse a una altura no superior a los 5 m; además, observar presencia de polinizadores sobre las flores en un periodo de 10 minutos. Solo el ambiente vegetacional borde de bosque cumplió las condiciones en ambas estaciones del año, en el bosque nativo interior se observó una especie como atrayente floral (*Nectandra lanceolata*) pero las inflorescencias estaban ubicadas aproximadamente a 20 m de altura, esto solo en la estación de invierno. En primavera no se detectaron especies atrayentes en las zonas de colecta, la plantación forestal en invierno contaba con oferta floral pero no cumplía con la observación de polinizadores, en primavera posterior al incendio no se observaban ofertas florales.

En los casos que se encontraron varias especies vegetales (ofertas florales) se realizó un premuestreo, este consistió en grabar una hora por dos días a cada especie vegetal para su posterior comparación. Sin embargo, cuando la atracción floral era solo de una especie vegetal, se escogió esa especie como la más atractiva. Una vez conocida la especie vegetal más atrayente, se identificó taxonómicamente para así corroborar las características botánicas a través de una revisión bibliográfica (fenología). Este premuestreo se ejecutó en cada estación del año y ambiente vegetacional.

D.2. Estimación de la tasa de visita floral

Conocida la especie vegetal más atrayente, el siguiente paso fue conocer la frecuencia o el número de visitas. Para ello se escogieron un mínimo de 5 plantas en floración en el ambiente vegetacional (dependiente de la abundancia de la especie seleccionada). Cada planta se observó por un mínimo de 30 minutos por dos días consecutivos, para ello se utilizó cámaras de videos pequeñas (tipo Gopro) (Figura 8). El periodo de observación fue de 10:00 y las 16:00 h (a excepción de días con lluvia). Se registró el número de flores abiertas por planta, la especie de cada polinizador, el número de visitas realizadas por cada especie. Para calcular la tasa de visita de cada polinizador se utilizó la siguiente fórmula, tasa de visita: número de visitas. $flor^{-1}$. $Hora^{-1}$. $Planta^{-1}$ (Fumero y Meléndez, 2007, Rader *et al.,* 2016).

Figura 8. Cámara de video instalada para la observación de visitantes florales.

D.3 Estimación de la efectividad de la polinización

La efectividad de la polinización de cada visitante floral se determinó como el número de granos de polen promedio depositados en un estigma virgen en una sola visita (es decir, la carga polínica del estigma). El número de polen depositado se cuantificó en las dos especies de polinizador más frecuente. En el ambiente vegetacional analizado se marcaron y cubrieron mínimo 5 plantas con flores en proceso de abertura el día antes con una malla de 1 mm. Al día siguiente se retiraron las mallas, y cada flor de cada planta fue expuesta para una sola visita. Se escogieron 20 flores por polinizador y además 5 flores para el efecto control (flores protegidas con mallas). Para el momento de la visita, se registró la identidad del polinizador y se recolectó el estigma para el contaje de polen. En el campo, los estigmas se colocaron en portaobjetos individuales de microscopio y cada estigma se aplastó luego con un cubreobjetos para su observación en microscopio (Kearns y Inouye, 1993).

D.4 Estimación de la efectividad global

Para la estimación de la efectividad global de polinización de cada especie polinizadora (dos más frecuentes por cada estación del año), se multiplicó la efectividad de polinización (números de polen) por la tasa de visita por ambiente vegetacional y estación del año. El producto de estos

dos componentes se representó como: número de visitas. flor^{-1}. hora^{-1}. planta^{-1}. polen (Fumero y Meléndez, 2007; Rader *et al*., 2016).

D.5 Procesamiento de la información

En este caso se realizaron comparaciones de los números de visitas, del número de polen promedio y por último de la efectividad global por especie en cada estación del año, no se consideró un análisis estadístico ya que las especies seleccionadas eran distintas en cada estación del año.

4. Resultados

4.1 Evaluación de la abundancia y la riqueza de polinizadores silvestres en los ambientes vegetacionales

Del total de los ambientes vegetacionales y las dos estaciones del año se colectaron en total 128 especies, 20 familias y 878 especímenes. En el borde de bosque en la estación de invierno se registraron 42 especies, seis familias con 129 especímenes del orden Lepidoptera y 21 especies de seis familias con 407 especímenes del Hymenoptera; mientras que en primavera 23 especies de seis familias con 53 especímenes de Lepidoptera y 39 especies de 10 familias con 131 especímenes de Hymenoptera. En el bosque nativo interior durante la colecta de invierno se identificaron 10 especies de cinco familias con 21 especímenes de Lepidoptera, dos especies de dos familias con tres especímenes de Hymenoptera; en primavera 15 especies de una familia con 69 especímenes de Lepidoptera, y una especie de una familia con dos especímenes de Hymenoptera. Por último, en la plantación forestal se colectaron en invierno 15 especies de dos familias con 47 especímenes de Lepidoptera, y dos especies de una familia con siete especímenes de Hymenoptera; en la primavera dos especies de una familia y tres especímenes de Lepidoptera, y una especie de una familia con seis especímenes de Hymenoptera (Tabla 2).

Los himenópteros, de la familia Vespidae, *Polistes versicolor* y *Agelaia pallipes*, especies generalistas y comunes, presentes en todos los ambientes vegetacionales y en ambas estaciones del año en que fueron estudiados. Los lepidópteros, *Adelpha malea goyama, Adelpha syma, Callicore hydaspes, Callicore sorana, Catonephele numilia penthia, Chamaelimnas briola, Diaethria eluina lidwina, Dycia dicaea, Dynamine areata, Eurema elathea flavescens,*

Pharneuptychia phares, *Pyrisitia leuce leuce* y *Taygetis ypthima*. Y los himenópteros *Anacyphonyx* sp*, Mydrosoma aterimum* y *Pepsis discolor* fueron las especies más raras y especialistas de sitio, ya que se registraron solo una vez y en cantidad no superaba las dos unidades (ver imágenes en Apéndice 4 y 5) (Tabla 2).

Con relación a la distribución geográfica de los polinizadores, en el orden Lepidoptera, el 41% tiene distribución Neotropical, el 31% es de la Región de Brasil, Paraguay y Argentina, el 1% es cosmopolita y el resto del porcentaje está distribuida en distintas zonas de América (Figura 9A). En el orden Hymenoptera, el 19% son cosmopolitas, 29% su distribución está dada en Sudamérica, 29% en la zona Neotropical, el 12% son de la Región de Brasil, Paraguay y Argentina y el 11% en América (Figura 9B).

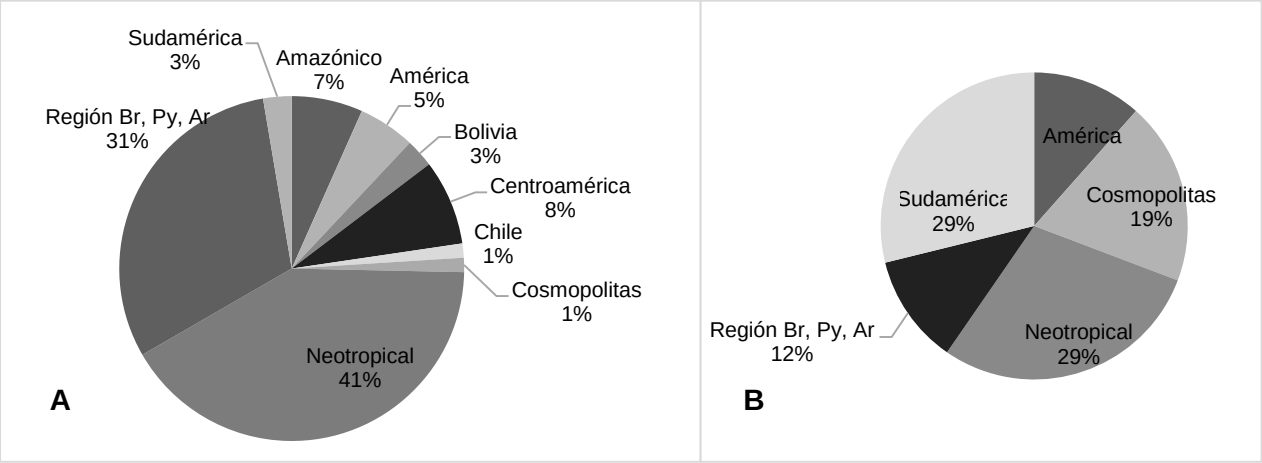


Figura 9. Distribución geográfica de polinizadores colectados. A: Lepidópteros. B: Himenópteros. Fuente: Fundación Mariposas de América (2018), Discover Life (2018).

Comparando la abundancia relativa (% de individuos/ha) y la riqueza relativa (% de individuos/ha) (Figura 10) de familias de Hymenoptera y Lepidoptera del conjunto de ambientes vegetacionales y estaciones del año, se pudo identificar familias que presentaron abundancias elevadas pero de riqueza baja de especies, como por ejemplo, la familia Apidae, representadas por *Apis mellifera* en invierno en el borde de bosque representó casi el 45% de la abundancia de Hymenoptera, seguida de Vespidae con el 16% de la abundancia y 22% de la riqueza de este orden, al contrario la familia Nymphalidae del orden Lepidoptera presentó una elevada riqueza de especies con el 37% pero con abundancia baja solo el 26%.

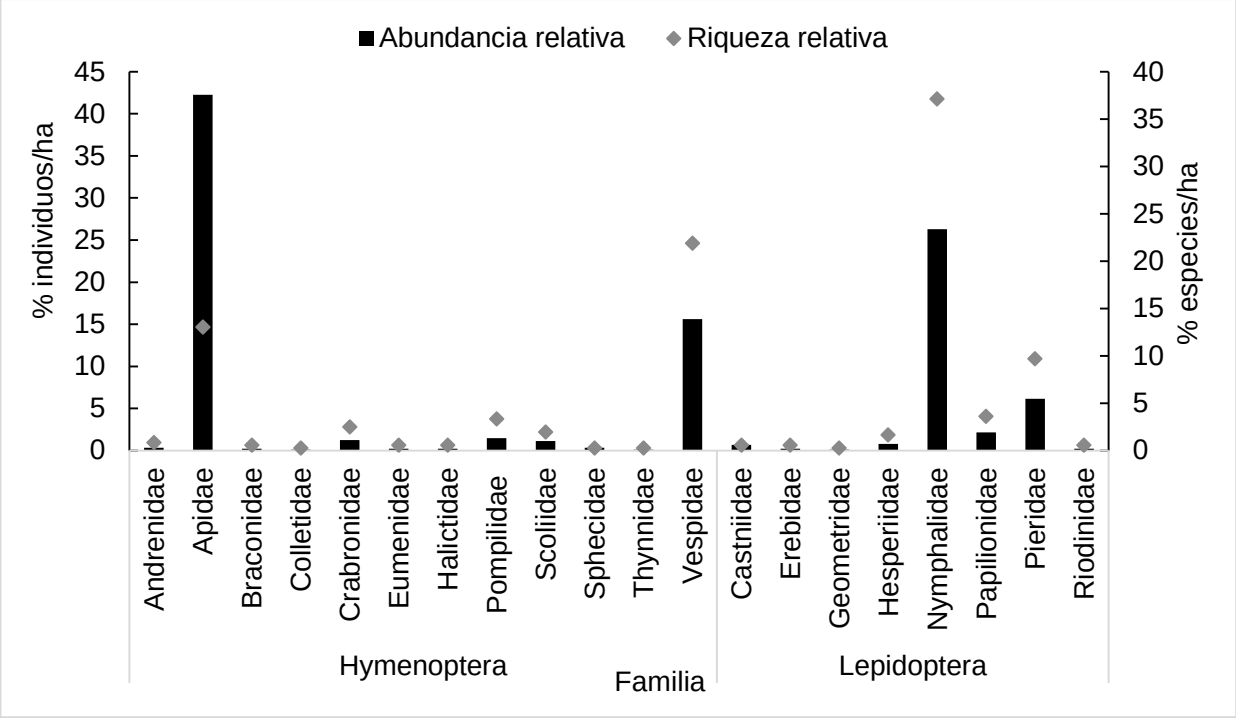


Figura 10. Abundancia relativa (% de individuos/ha) y riqueza relativa (% de especies/ha) según familia de Hymenoptera y Lepidoptera, del conjunto de ambientes vegetacionales y estaciones del año.

4.1.2 Comparación de la abundancia y riqueza relativas de polinizadores de los ambientes vegetacionales y estación del año.

El borde de bosque presentó una diferencia significativa en la abundancia relativa (número promedio de individuos por parche) de especies en ambas estaciones del año (t-Student 95%, valor p = 0,0009965), mientras que para la riqueza relativa (número promedio de especies por parche) de especies no se encontraron diferencias (t-Student 95%, valor p = 0,08147). El bosque nativo interior no tuvo diferencias significativas en la riqueza de especies entre invierno y primavera (t-Student 95%, valor p- =0,07385), pero en la abundancia las diferencias fueron significativas (t-Student 95%, valor p = 0,02048). En la plantación forestal no hubo diferencia significativa en la abundancia entre ambas estaciones (t-Wilcoxon, valor p =0,05791), como así tampoco en la riqueza de especies (t-Wilcoxon, valor p- =0,0625) (Figura 11).

Tabla 2. Abundancias absoluta y entre paréntesis la relativa/ha de especies de Lepidoptera e Hymenoptera, y totales de abundancia absoluta y relativa de especies/ha y totales de riqueza absoluta y relativa/ha de especies por ambiente vegetacional y temporada.

Orden/Familia/Especie	**Borde de bosque**		**Bosque nativo interior**		**Plantación forestal**	
	Invierno	**Primavera**	**Invierno**	**Primavera**	**Invierno**	**Primavera**
Lepidoptera	**129(2.580)**	**53(1.060)**	**21(6,67)**	**69(8,8)**	**47(6)**	**3(0,38)**
Adelpha malea goyama (Schaus, 1902) (N) $_{4}$ ^{er}	0	0	1(0,12)	0	0	0
Adelpha syma (Godart, 1824) (N) $_{4}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Agraulis vanillae maculosa (Stichel, 1908) (N) $_{1}$ ^{ec}	3(60)	8(160)	0	0	0	0
Anartia jatrophae (Linnaeus, 1763) (N) $_{3}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Anteos menippe (Hübner, 1818) (Pi) $_{6}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Aphrissa statira statira (Cramer, 1777) (Pi) $_{1}$ ^{ec}	5(100)	1(20)	0	0	0	0
Archaeoprepona amphimachus amphiktion (Fruhstorfer, 1916) (N) $_{5}$ ^{gr}	1(20)	0	0	1(0,12)	1(0,12)	0
Archaeoprepona demophon centralis (Fruhstorfer, 1905) (N) $_{5}$ ^{er}	0	0	0	0	1(0,12)	0
Ascia monuste orseis (Godart, 1819) (Pi) $_{4}$ ^{ec}	0	3(60)	0	0	0	0
Battus polydamas polydamas (Linnaeus, 1758)(P) $_{1}$ ^{ec}	0	5(100)	0	0	0	0
Battus polystictus (Butler, 1874) (P) $_{6}$ ^{er}	0	0	0	0	1(0,12)	0
Bolla dorsolaciniae (Steinhauser, 1989) (H) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Caligo illioneus (Cramer, 1775) (N) $_{1}$ ^{er}	0	0	0	1(0,12)	0	0
Callicore hydaspes (Drury, 1782) (N) $_{4}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Callicore sorana (Godart, 1824) (N) $_{4}$ ^{er}	0	0	0	0	2(0,25)	0
Catonephele acontius (Linnaeus , 1771) (N) $_{2}$ ^{ec}	0	0	0	7(0,9)	0	0
Catonephele numilia esite (R. Felder, 1869) (N) $_{1}$ ^{ec}	0	0	0	0	3(0,38)	0
Catonephele numilia penthia (Hewitson, 1852) (N) $_{4}$ ^{er}	0	0	0	1(0,12)	0	0
Catonephele orites (Stichel, 1899) (N) $_{5}$ ^{gc}	0	0	0	5(0,63)	2(0,25)	0
Chamaelimnas briola (Latreille ,1809) (R) $_{4}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Chiomara asychis (Stoll, 1780) (H) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Colobura dirce dirce (Linnaeus, 1758) (N) $_{1}$ ^{gr}	0	0	0	1(0,12)	1(0,12)	0

Cosmosoma sp. (Hübner, 1823) (E) $_{1}$ ^{gr}	0	1 (20)	1(0,12)	0	0	0
Danaus plexippus erippus (Linnaeus, 1758) (N) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Diaethria eluina lidwina (C. Felder & R. Felder, 1862) (N) $_{4}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Doxocopa agathina vacuna (Godart, 1824) (N) $_{4}$ ^{ec}	14(280)	1(20)	0	0	0	0
Dryadula phaetusa (Linnaeus, 1758) (N) ^{1} ^{ec}	5(100)	1(20)	0	0	0	0
Dryas iulia alcionea (Cramer, 1779) (N) $_{6}$ ^{ec}	2(40)	3(60)	0	0	0	0
Dycia dicaea (Hewitson, 1874) (N) $_{4}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Dynamine agacles (Dalman, 1823) (N) $_{5}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Dynamine areata (A. Butler, 1877) (N) $_{4}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Dynamine athemon (Doubleday, 1849) (N) $_{6}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Dynamine postverta (Cramer, 1780) (N) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Dynamine tithia tithia (Hübner, 1823) (N) $_{4}$ ^{ec}	3(60)	3(60)	0	0	0	0
Episcada hymenaea hymenaea (Prittwitz, 1865) (N) $_{4}$ ^{gc}	0	0	11(1,04)	0	2(0,25)	0
Eryphanis reevesii (E. Doubleday, 1849) (N) $_{4}$ ^{ec}	0	0	0	14(1,8)	0	0
Eurema deva chilensis (Blanchard, 1852) (Pi) $_{9}$ ^{ec}	3(60)	1(20)	0	0	0	0
Eurema deva deva (E. Doubleday, 1847) (Pi) $_{6}$ ^{gc}	3(60)	1(20)	1(0,12)	0	0	0
Eurema elathea flavescens (Chavannes, 1850) (Pi) $_{4}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Fountainea ryphea (Cramer, 1775) (N) $_{5}$ ^{gc}	0	0	0	3(0,38)	5(0,63)	2(0,25)
Glutophrissa drusilla (Cramer,1777) (Pi) $_{1}$ ^{ec}	1(20)	3(60)	0	0	0	0
Hamadryas epinome (C. Felder & R. Felder, 1867) (N) $_{4}$ ^{gc}	0	0	1(0,12)	0	8(1,01)	0
Hamadryas sp. (Hübner, 1806) (N) $_{3}$ ^{er}	0	0	0	2(0,25)	0	0
Heliconius erato (Linnaeus, 1758) (N) $_{1}$ ^{er}	1(20)	1(20)	0	0	0	0
Heraclides astyalus (Godart, 1819) (P) $_{4}$ ^{ec}	2(40)	9(180)	0	0	0	0
Heraclides hectorides (Esper, 1794) (P) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Heraclides sp. (Hübner, 1819) (P) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Hermeuptychia hermes (Fabricius, 1775) (N) $_{1}$ ^{gr}	0	0	1(0,12)	0	1(0,12)	0
Hypanartia lethe (Fabricius, 1793) (N) $_{1}$ ^{ec}	3(60)	0	0	0	0	0

Hypothyris euclea nina (Haensch, 1905) (N) $^{7\ er}$	0	0	1(0,12)	0	0	0
Junonia genoveva hilaris (C. Felder & R. Felder, 1867) (N) $_{4}$ ^{ec}	1(20)	4(80)	0	0	0	0
Junonia sp. (Hübner, 1819) (N) $_{8}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Lasaia agesilas (H. Bates, 1868) (R) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Lychnuchoides ozias ozias (Hewitson, 1878) (H) $_{2}$ ^{er}	0	0	2(0,25)	0	0	0
Mcclungia cymo salonina (Hewitson, 1855) (N) $_{7}$ ^{er}	0	0	1(0,12)	0	0	0
Memphis pithyusa (R. Felder, 1869) (N) $_{1}$ ^{gc}	1(20)	0	0	0	6(0,76)	0
Morpho achilles achillides (Felder, 1867) (N) $_{3}$ ^{ec}	0	0	0	15(1,9)	0	0
Memphis moruus (Fabricius, 1775) (N) $_{1}$ ^{gc}	0	0	0	9(1,14)	11(1,04)	1(0,12)
Mylon menippus (Fabricius,1776) (H) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Opsiphanes invirae amplificatus (Stichel, 1904) (N) $_{4}$ ^{ec}	0	0	0	5(0,63)	0	0
Ortilia dicoma (Hewitson, 1864) (N) $_{4}$ ^{ec}	4(80)	0	0	0	0	0
Pantherodes uncinaria (Guenée, 1858) (G) $_{1}$ ^{er}	0	0	1(0,12)	0	0	0
Pharneuptychia phares (Godart, 1824) (N) $_{4}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Phoebis argante (Fabricius, 1775) (Pi) $^{1\ ec}$	13(260)	0	0	0	0	0
Phoebis sennae marcellina (Cramer,1777) (Pi) $_{1}$ ^{ec}	13(260)	1(20)	0	0	0	0
Polygonus leo leo (Gmelin, 1790) (H) $_{3}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Pyrgus oileus orcus (Stoll, 1780) (H) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Pyrisitia leuce leuce (Boisduval,1836) (Pi) $_{4}$ ^{er}	1(20)	1(20)	0	0	0	0
Rekoa stagira (Hewitson, 1867) (N) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Rhabdodryas trite (Linnaeus, 1758) (Pi) $_{5}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Riechia acraeoides (Guérin-Méneville, 1832) (C) $_{1}$ ^{ec}	6 (120)	0	0	0	0	0
Taygetis ypthima (Hübner,1821) (N) $_{4}$ ^{er}	0	0	0	2(0,25)	0	0
Temenis laothoe (Cramer, 1777) (N) $_{1}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Vanessa braziliensis (Moore, 1883) (N) $_{1}$ ^{gc}	19(380)	1(20)	0	0	1(0,12)	0
Zaretis isidora (Cramer, 1779) (N) $_{1}$ ^{er}	0	0	0	1(0,12)	0	0
Zaretis itys (Cramer, 1777) (N) $_{1}$ ^{gc}	0	0	0	2(0,25)	2(0,25)	0

Hymenoptera	**407(8140)**	**131(2620)**	**3(0,38)**	**2(0,25)**	**7(0,90)**	**6(0,76)**
Agelaia multipicta (Haliday, 1836) (V) $_{1}$ ^{ec}	3(60)	7(140)	0	0	0	0
Agelaia pallipes (Olivier, 1792) (V) $_{2}$ ^{gc}	6(120)	11(220)	2(0,25)	0	3(0,38)	6(0,76)
Alphamenes campanulatus (Fabricius, 1804) (V) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Anacyphonyx sp. (Banks, 1946) (Po) $_{4}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Ancistroceroides venustus (Brethes, 1905) (E) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Anoplius sp. (Dufour , 1834) (Po) $_{8}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Apis mellifera (Linnaeus, 1758) (Ap) $_{8}$ ^{gc}	318(6360)	19(380)	1(0,12)	0	0	0
Astata sp. (Latreille, 1796) (Cr) $_{8}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Augochloropsis sp. (Cockerell, 1897) (Ha) $_{3}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Bombus brasiliensis (Lepeletier, 1835) (Ap) $_{4}$ ^{ec} **(DI)**	0	5(100)	0	0	0	0
Bombus pauloensis (Friese, 1913) (Ap) $_{2}$ ^{ec} **(PM)**	0	3(60)	0	0	0	0
Brachygastra lecheguana (Latreille, 1824) (V) $_{1}$ ^{ec}	4(80)	0	0	0	0	0
Campsomeris sp. (Lepeletier, 1838) (Sc) $_{8}$ ^{ec}	0	8(160)	0	0	0	0
Ceratina sp.(Latreille, 1802) (Ap) $_{8}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Cerceris sp.(Latreille, 1802) (Cr) $_{8}$ ^{ec}	0	5(100)	0	0	0	0
Compsobracon sp. (B) $_{8}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Entypus sp. (Po) $_{3}$ ^{ec}	1(20)	2(40)	0	0	0	0
Eremnophila binodis (Fabricius, 1798) (Sp) $_{1}$ ^{ec}	0	3(60)	0	0	0	0
Eucyrtothynnus sp. (Turner, 1910) (T) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Eufriesea violácea (Blanchard,1840) (Ap) $_{1}$ ^{ec}	0	3(60)	0	0	0	0
Exomalopsis sp.(Spinola, 1853) (Ap) $_{3}$ ^{ec}	4(80)	0	0	0	0	0
Hoplisoides vespoides (Smith, 1873) (Cr) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
*Liris sp.(*Fabricius, 1804) (Cr) $_{8}$ ^{er}	2(40)	0	0	0	0	0
Megachile sp. (Latreille, 1802) (Ap) $_{8}$ ^{ec}	9(180)	3(60)	0	0	0	0
Mischocyttarus rotundicollis (Cameron, 1912) (V) $_{1}$ ^{ec}	0	3(60)	0	0	0	0
Mischocyttarus sp (Saussure , 1853) (V) $_{3}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0

Monobia angulosa (Saussure, 1852) (V) $_{1}$ ^{er}	0	2(40)	0	0	0	0
Montezuma infernalis (Spinosa, 1851) (E) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Mydrosoma aterimum (Friese , 1925) (Co) $_{4}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Neocorynura sp.(Schrottky, 1910) (Ha) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Oxaea flavescens (Klug , 1807) (A) $_{1}$ ^{ec}	0	3(60)	0	0	0	0
Pachodynerus nasidens (Latreille) (V) $_{3}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Pachymenes novarae (Saussure) (V) $_{1}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Paratetrapedia leucostoma (Cockerell, 1923) (Ap) $_{1}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Pepsis discolor (Taschenberg, 1869) (Po) $_{4}$ ^{er}	0	2(40)	0	0	0	0
Pepsis festiva (Fabricius, 1805) (Po) $_{1}$ ^{ec}	0	3(60)	0	0	0	0
Pepsis sp.(Fabricius, 1804) (Po) $_{3}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Pepsis viridisetosa (Spinola, 1841) (Po) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
*Polistes billardieri (*Fabricius , 1804*)* (V) $_{2}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Polistes cinerascens (Saussure, 1854) (V) $_{2}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Polistes versicolor (Olivier , 1791) (V) $_{2}$ ^{gc}	4(80)	21(420)	0	2(0,25)	4(0,5)	0
Polybia chrysothorax (Lichtenstein) (V) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Polybia ignobilis (Haliday 1836) (V) $_{2}$ ^{ec}	34(680)	4(80)	0	0	0	0
Polybia sericea (Olivier, 1792) (V) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Scolia rufiventris (Fabricius 1804) (Sc) $_{1}$ ^{er}	0	2(40)	0	0	0	0
Synoeca cyanea (Fabricius , 1775) (V) $_{4}$ ^{ec}	8(160)	3(60)	0	0	0	0
Tachypompilus sp. (Ashmead , 1902*)* (Po) $_{8}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Tachytes leprieurii (Spinola, 1841) (Cr) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Tachytes setosus (Taschenberg, 1870) (Cr) $_{2}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Trigona spinipes (Fabricius, 1793) (Ap) $_{4}$ ^{ec}	3(60)	0	0	0	0	0
Zethus gaudens (Zavattari, 1913) (V) $_{2}$ ^{er}	1(20)	0	0	0	0	0
Zethus mimus (Zavattari) (V) $_{2}$ ^{er}	0	1(20)	0	0	0	0
Total de abundancia absoluta de especies	**536,0**	**184,0**	**24,0**	**71,0**	**54,0**	**9,0**

Total de abundancia relativa de especies/ha	**10.720,0**	**3.680,0**	**9,6**	**28,4**	**21,6**	**3,6**
Total riqueza absoluta de especie	**63,0**	**62,0**	**12,0**	**17,0**	**17,0**	**3,0**
Total riqueza relativa de especie/ha	**1.260,0**	**1.240,0**	**4,8**	**6,8**	**6,8**	**1,2**

C: Castniidae, E: Erebidae, G: Geometridae, H: Hesperiidae, N: Nymphalidae, P: Papilionidae, Pi: Pieridae, R: Riodinidae, A: Andrenidae, Ap: Apidae, B: Braconidae, Co: Colletidae, Cr: Crabronidae, E: Eumenidae, Ha: Halictidae, Po: Pompilidae, Sc: Scoliidae, Sp: Sphecidae, T: Thynnidae, V: Vespidae. ^{g}: generalista (+ 1 ambiente vegetacional), ^{e}: especialista (un ambiente vegetacional), ^{c} : común (+2 individuos), ^{r}: (1-2 individuos). $_{1}$: Neotropical, $_{2}$: Sudamérica, $_{3}$: América, $_{4}$: Región de Brasil, Paraguay y Argentina, $_{5}$: Centroamérica, $_{6}$: Amazónico, $_{7}$: Bolivia, $_{8}$: Cosmopolita, $_{9}$: Chile, **DI: Cat. Conserv. UICN Dato Insuficiente, PM: Cat. Conserv. UICN Preocupación Menor.**

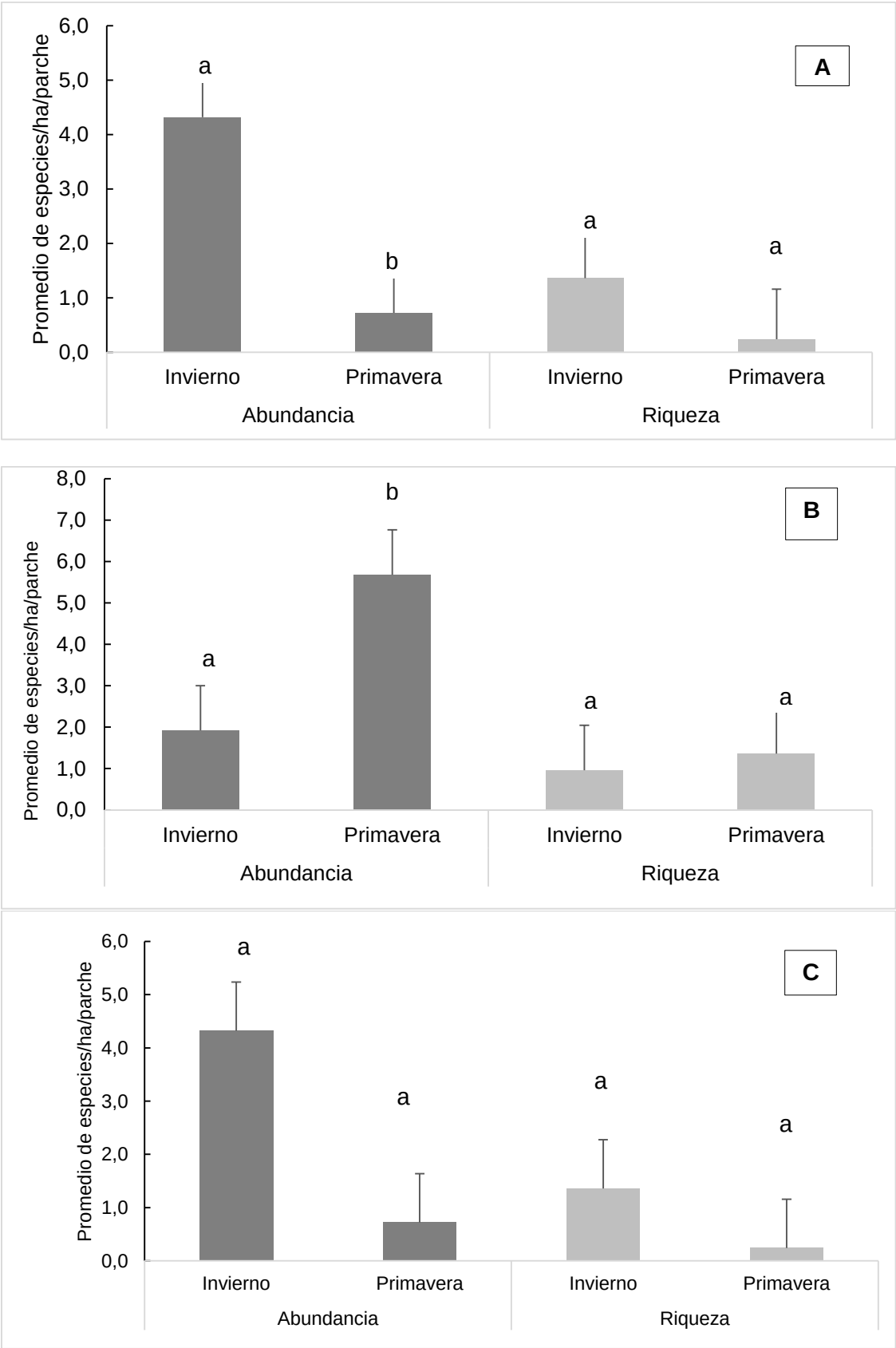


Figura 11. Abundancia relativa (número promedio de individuos/ha/parche) y riqueza relativa (número promedio de especies/ha/parche) de Lepidóptera e Hymenoptera, según ambiente vegetacional y estación del año. A: Borde de bosque, B: Bosque nativo

interior, C: Plantación forestal. Letras distintas sobre las barras indican diferencias significativas entre estaciones de muestreo mediante prueba de t-Student (p <0,05) y t-Wilcoxon, las barras representan el ± error estándar, en borde de bosque e interior de bosque nativo y en plantación forestal, respectivamente.

4.1.3 Análisis de abundancia diaria de cada ambiente vegetacional y las condiciones atmosféricas

Los datos de las condiciones atmosféricas fueron obtenidos desde la Estación Meteorológica Automática Sete Quedas-A751 de la ciudad de Sete Quedas, Estado de Mato Grosso do Sul- Brasil (Anexo 3, datos completos en horario de muestreo), ubicada a 40 km del sitio de estudio, las condiciones de lugar fueron muy similares a pesar de la distancia. En invierno y primavera, la temperatura media en el rango de hora de colecta se mantuvo aproximadamente en 23°C, las humedades relativas de invierno fueron menores por las condiciones más secas, se observó un pequeño cambio al disminuir la humedad relativa y aumentar la abundancia de Hymenoptera (también se observó en primavera donde la humedad relativa diaria fue superior al 70%). La velocidad del viento no tuvo muchos cambios en los días de invierno pero, por ejemplo, en primavera donde la velocidad fue en calma, la abundancia de los lepidópteros fue mayor que los otros días que registraron velocidades superiores a los 10 km/h (Figura 12).

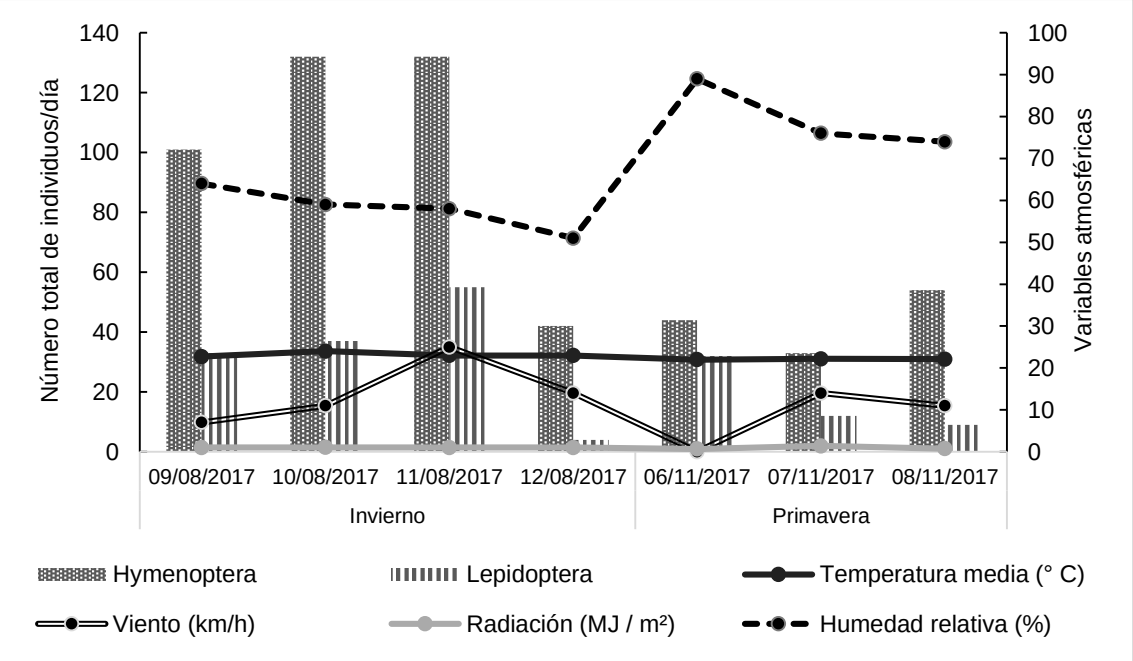


Figura 12. Número de individuos/día de himenópteros y lepidópteros en el borde de bosque en ambas estaciones con relación a las variables atmosféricas.

En el bosque nativo interior la velocidad del viento fue muy diferente en comparación a la del borde de bosque, sin embargo, la humedad relativa alta y el aumento en la temperatura media fueron probablemente las condiciones atmosféricas que causaron mayor actividad. En invierno la temperatura bajó, ya que en fecha 13 de agosto se produjo un episodio de precipitación (110 mm), produciéndose posteriormente una disminución de la temperatura y un aumento de la humedad relativa (Figura 13).

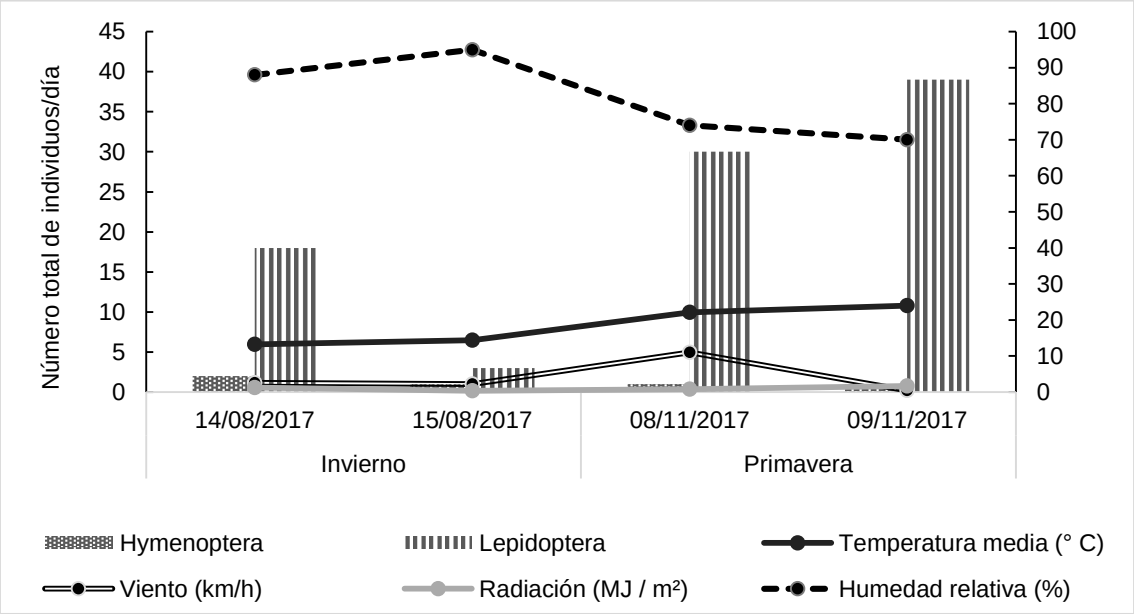


Figura 13. Número de individuos/día de himenópteros y lepidópteros en el bosque nativo interior en ambas estaciones con relación a las variables atmosféricas.

Con relación a la plantación forestal (Figura 14), como consecuencia del incendio semanas antes de la segunda colecta, la cantidad de especímenes en primavera fue muy baja; sin embargo, en invierno el aumento de la velocidad del viento podría ser la condicionante de la disminución de los lepidópteros, la reducción de la humedad relativa también podría ser un factor en el aumento de los himenópteros (Figura 12). Se estima que la temperatura fue el factor más importante en la actividad diaria de los lepidópteros.

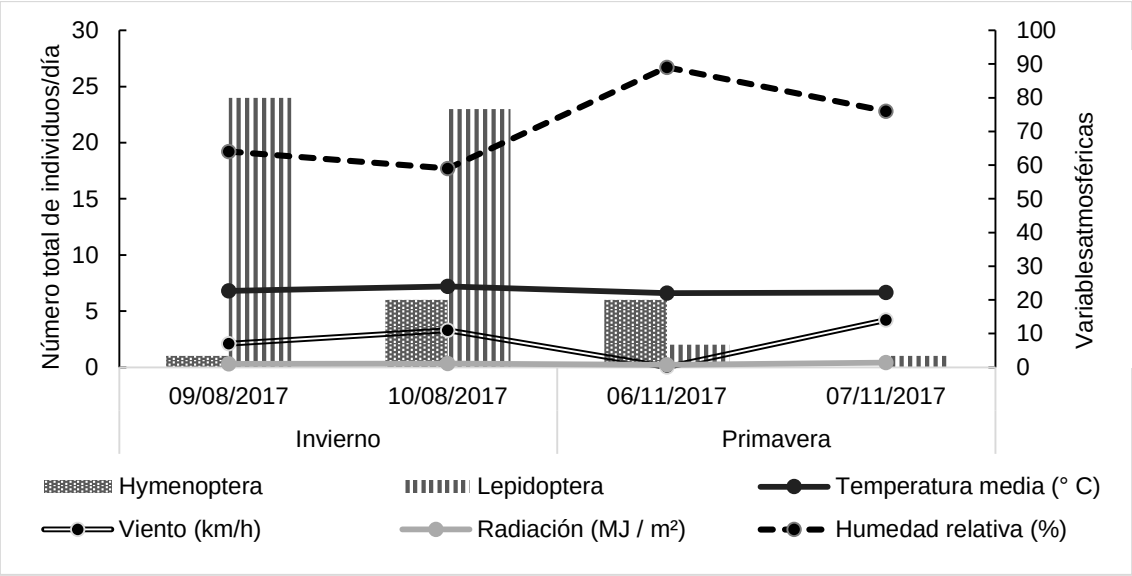


Figura 14. Número de individuos/día de himenópteros y lepidópteros en la plantación forestal en ambas estaciones con relación a las variables atmosféricas.

4.1.4 Análisis de la riqueza esperada de especies por ambientes vegetacionales

Con la riqueza y abundancia absolutas de cada ambiente vegetacional y estación del año se obtuvo los datos de la acumulación ideal de especies o riqueza esperada (Tabla 3). La media de las estimaciones de diversidad (para 100 re-muestreos) de los índices de Chao 1 y 2, Jack-1 y 2, y Bootstrap, indicaron cual debió ser la riqueza acumulada de especies con un buen esfuerzo de muestreo. Estos demuestran que en el borde de bosque en invierno solo se pudieron capturar el 64% de las especies, teniendo en cuenta este dato para otra recolección se debiera aumentar la cantidad de parches como mínimo tres más; en tanto en primavera el porcentaje fue inferior, tan solo el 55%, lo que significa que también se debería incrementar el número de parches esta vez en cuatro unidades. En el bosque nativo interior en invierno se debería aumentar en tres unidades más, ya que solo se logró el 60% de la riqueza, mientras que en primavera se cumplió con el mínimo de 70%, similar a la plantación forestal en invierno con 79% y en primavera con 89% (a partir de proporciones superiores al 70% las estimaciones de la riqueza se hacen estables).

Tabla 3. Resumen de índices de diversidad para riqueza esperada.

Ambientes vegetacionales	Estación del año	S obs	Chao 1	Chao 2	Jack-1	Jack-2	Bootstrap	Pr	% cumplido
Borde de bosque	Invierno	63,0	109,4	103,9	92,6	109,4	76,1	98,0	**64**
	Primavera	62,0	173,6	105,7	94,8	113,1	76,5	112,7	**55**
Bosque nativo interior	Invierno	12,0	23,5	24,0	20,0	25,1	15,4	20,0	**60**
	Primavera	16,0	17,9	18,4	21,6	23,1	18,7	19,4	**80**
Plantación forestal	Invierno	17,0	19,9	19,5	23,4	24,6	20,2	21,5	**79**
	Primavera	3,0	3,0	3,0	3,8	3,5	3,4	3,5	**89**

S obs: especies capturadas, Pr: promedio.

4.1.5 Análisis de conglomerados por parches de los ambientes vegetacionales y estación del año.

Del análisis de disimilitud entre los parches de cada ambiente vegetacional, se deduce que en el borde de bosque en invierno se presentó una clasificación en tres grupos (Grupo 1= Pr 1, Grupo 2= Pr2 y Pr3, Grupo 3= Pr4 y Pr5). Los grupos tuvieron una similaridad de 43%, entre los parches del Grupo 2 la similaridad fue del 53% y del grupo 3 del 57,5% (Fig. 15A); en primavera, la clasificación de grupos se dio de la misma manera pero esta vez solo con una similitud del 40%, la similitud entre parches de los grupos fueron similares en esta estación del año con un 52,5%, el cambio estacional no afectó en mayor medida en este ambiente vegetacional (Fig. 15B). En el bosque nativo interior en invierno la similitud entre grupos fue del 90% con una clasificación de los parches en tres grupos (Grupo 1= Pr 4, Grupo 2= Pr5 y Pr3, Grupo 3= Pr1 y Pr2), la afinidad entre los parches del Grupo 2 fue de 94,5%, del grupo 3 de 93,7% (Fig. 15C); en primavera la similitud de los parches fue de 86%, pero esta vez la clasificación de los grupos se dio en cuatro, Grupo 1= Pr 5 y Pr 3 (similitud entre parches del grupo fue de 91%), Grupo 2= Pr1, Grupo 3= Pr2, Grupo 4= Pr4 (Fig. 15D), en este ambiente la similitud fue muy alta, quizá por las condición estable que presentó el bosque nativo, a diferencia de la dinámica que tuvo el borde de bosque (hierbas y arbustos estacionales). Los parches de la plantación forestal en invierno presentaron una similitud de 84,2%, clasificando en cuatro grupos (Fig. 15E), mientras que en primavera por consecuencia del incendio solo se colectaron datos de dos parches y fue imposible realizar los cálculos de distancias de disimilitud con tan pocos datos (Fig. 15F).

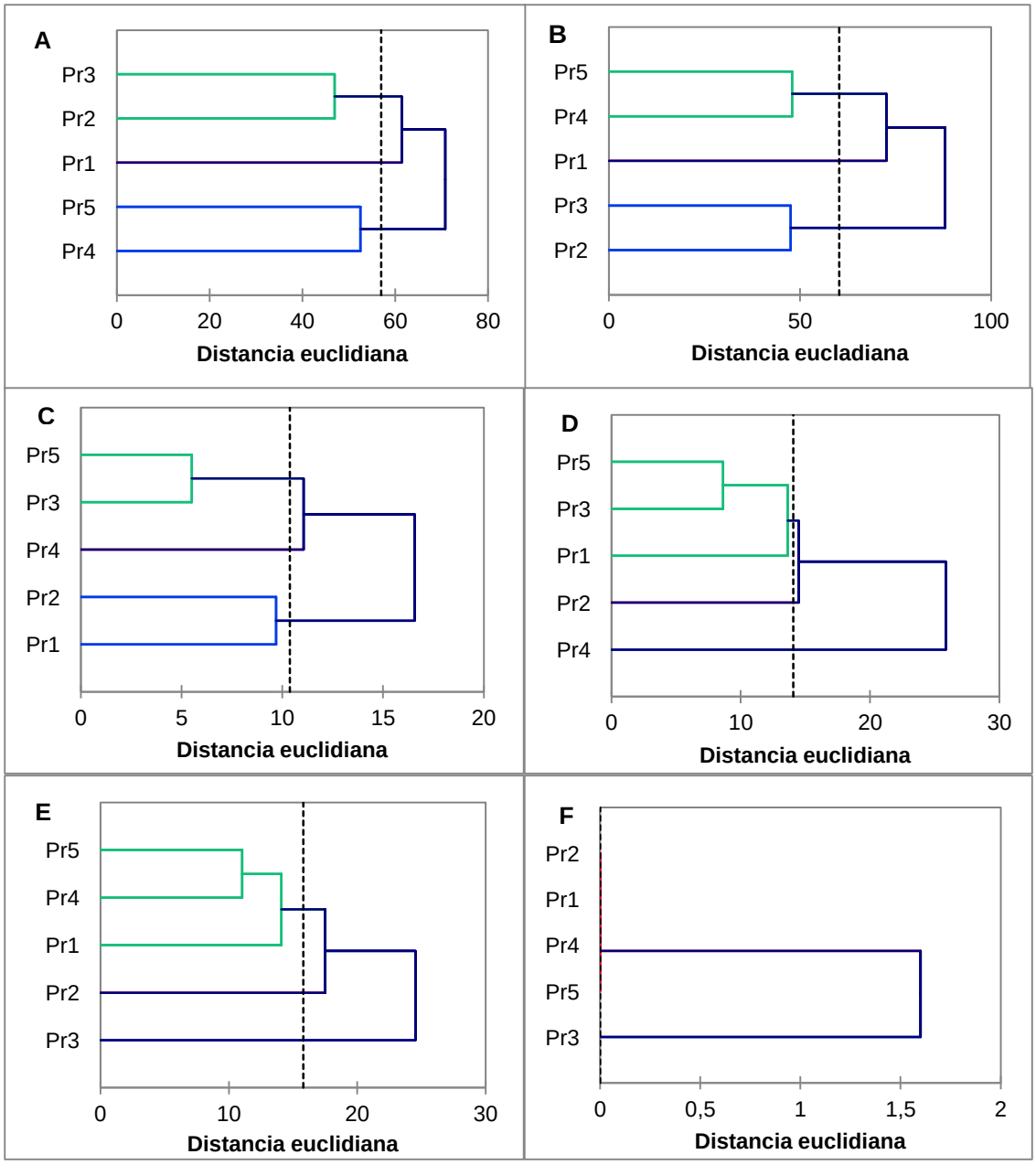


Figura 15. Dendrograma de disimilitud por parche de cada ambiente vegetacional en cada estación del año. A: Borde de bosque en invierno, B: Borde de bosque en primavera, C: Bosque nativo interior en invierno, D: Bosque nativo interior en primavera, E: Plantación forestal en invierno, F: Plantación forestal en primavera.

----- Altura de corte que define el número de grupos.

4.2 Estimación de efectividad de polinización en los ambientes vegetacionales

4.2.1 Estimación de la tasa de visita floral

Cabe señalar que el único ambiente vegetacional que logró las condiciones requeridas para el registro de visitas fue el borde de bosque. Los mayores números totales de visitas de los polinizadores en cada estación del año evaluada se presentan en la Figura

16, donde las especies de polinizadores y de atrayentes florales para cada estación del año son distintas (Apéndices 2 y 3).

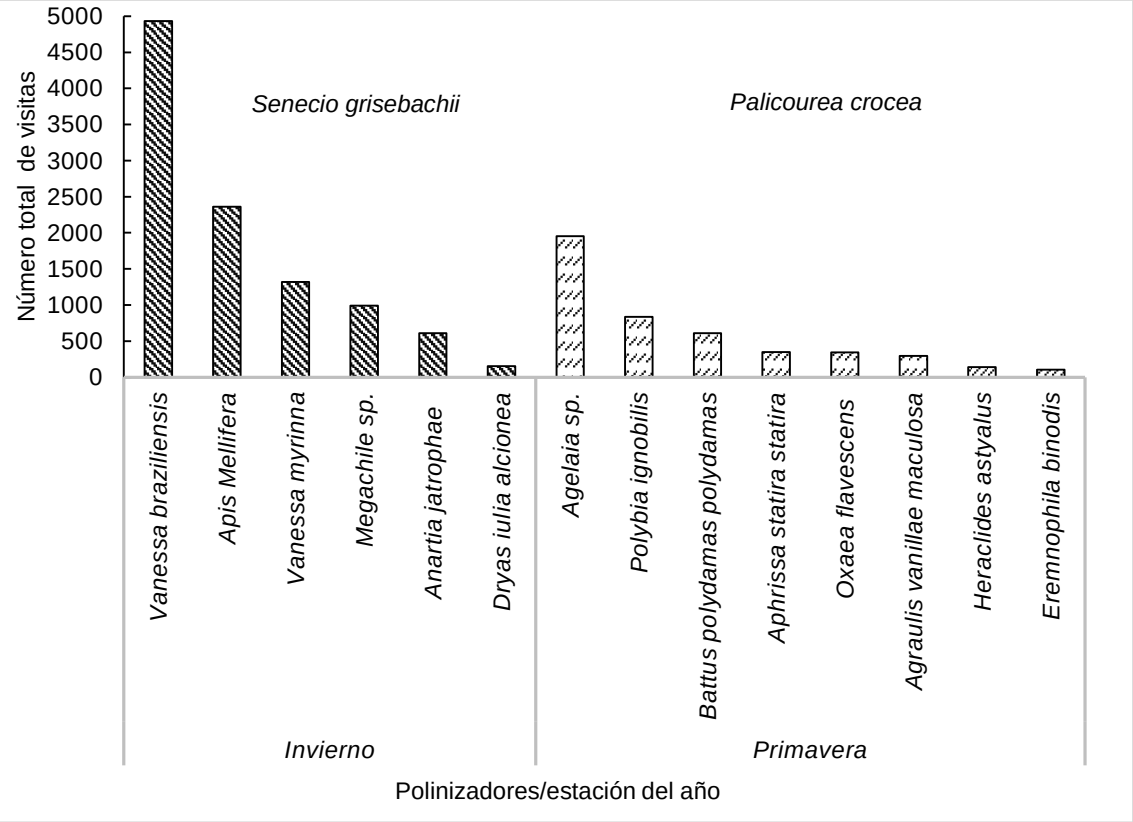


Figura 16. Número total de visitas de polinizadores hechas en ambas estaciones en el borde de bosque y su especie floral más atractiva (se graficaron las visitas mayores a la decena).

En la estación de invierno en el borde de bosque la especie floral más atrayente, posterior al premuestro de atracción (*Pyrostegia ignea* vs. *Senecio grisebachii*) fue *Senecio grisebachii* (Asteraceae) (Anexo 2), conocido como Agosto poty (flor de agosto). La abundancia de esta hierba fue muy baja, no encontrándose en todos los parches, por ello solo se observaron seis plantas con una cantidad total de flores de aproximadamente 1.440 unidades, con una duración total de 6,3 h de grabación. Las dos especies de polinizadores más frecuentes fueron *Vanessa braziliensis* (Lepidoptera, Nymphalidae) (Apéndice 4.72) con una visita global del 47% y *A. mellifera* del 22%, representando el 69% del total de las visitas. Mientras que en primavera (sin premuestro de atracción, solo una especie muy atractiva) la especie floral más atrayente fue *Palicourea crocea* (Gentianales: Rubiaceae) (Anexo 2), un arbusto cuyo nombre común en guaraní es pira ka´a (hierba de pez). La abundancia de esta especie también fue baja en cada parche, se registraron 12 plantas con un total de 653 flores y 12,07 h de

grabación. Las dos especies de polinizadores más frecuentes fueron los himenópteros de la familia Vespidae, *Agelaia* sp. (Apéndice 5.1 o 7.2) con el 39% de las visitas y *Polybia ignobilis* (Apéndice 5.41) con el 17%, sumando así un 56% del total de las visitas florales (Figura 17).

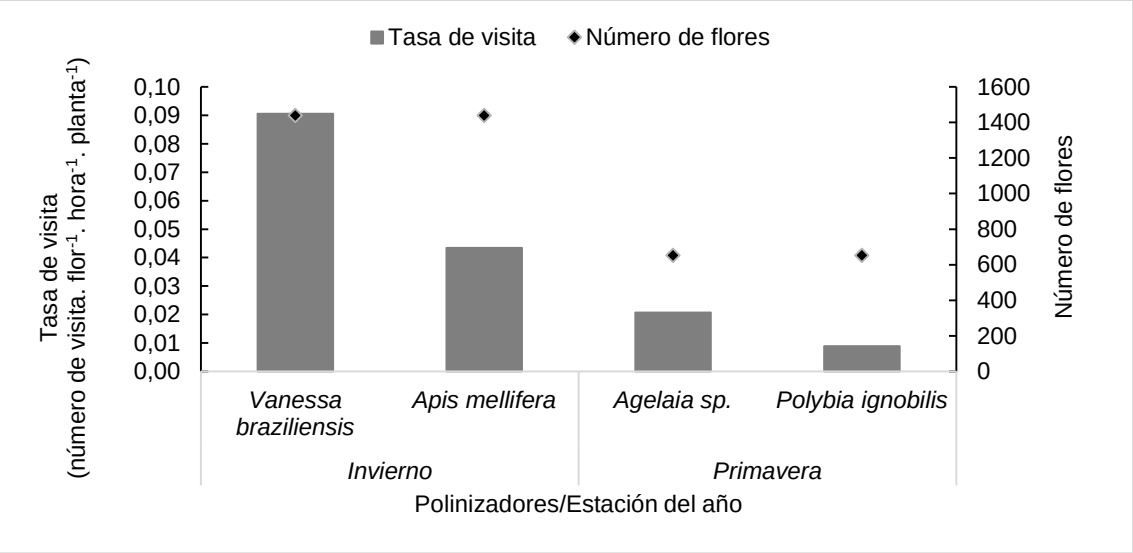


Figura 17. Tasa de visitas de los dos polinizadores más frecuentes y el número de flores visitadas según estación del año.

La efectividad global que corresponde al producto de la tasa de visita y la efectividad de la polinización (número promedio de polen promedio) (Figura 18), *V. braziliensis* presentó los índices más altos de efectividad global de la polinización, pero en primavera esta especie casi no fue registrada dando lugar a *Agelaia* sp. con la mayor efectividad global para esa estación del año.

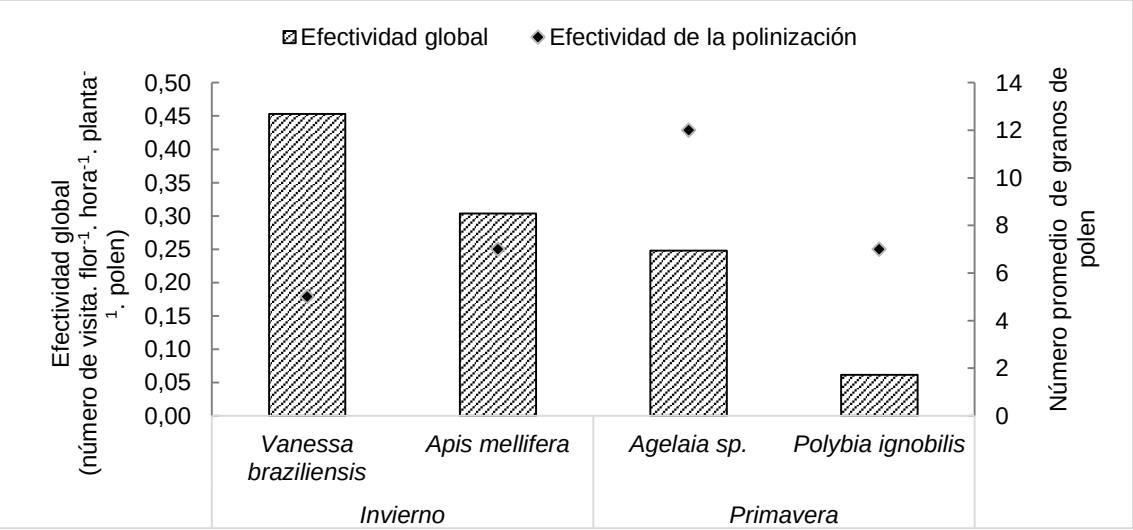


Figura 18. Efectividad global y de la polinización de las cuatro especies de polinizadores.

5. Discusión

El estudio de la variabilidad estacional de polinizadores en tres ambientes vegetacionales del Paraguay constituyó un aporte en primer lugar al conocimiento de la diversidad de polinizadores himenópteros y lepidópteros de distintos sitios y su dinámica en dos estaciones del año, y segundo, de las especies vegetales más atrayentes para estos polinizadores y con qué frecuencia visitan las flores, para así finalmente estimar la carga de polen que pueden depositar en cada flor por un tiempo específico. Cabe hacer notar que constituye también un aporte nacional al conocimiento de diversidad de especies, ya que se conoce relativamente poco de estos polinizadores en especial los del orden himenóptera (en algunos casos solo se contaban con un único registro de captura de especies de himenóptera en el país).

Los ambientes vegetacionales analizados en invierno y primavera evidenciaron que la familia con mayor riqueza y abundancia fue Nymphalidae (lepidóptera). Ospina López (2014), señala a esta familia como de las mayores proporciones en riqueza y abundancia de distintos sitios colectados en Colombia. En esta investigación los himenópteros de la familia Apidae obtuvieron la mayor abundancia y la familia Vespidae la mayor riqueza. Esto coincide en parte con Smith-Pardo y González (2007), quienes estudiaron a Apidae en Colombia en la temporada de junio a diciembre siendo también las más abundantes. Rivas-Arancibia *et al*. (2015), en México registraron mayor riqueza pero menor abundancia en la familia de Vespidae con relación a la Apidae, concordando con lo logrado en esta investigación.

La variabilidad estacional en los ambientes vegetacionales de este trabajo coinciden en parte con otros autores, en especial en la fluctuación de himenópteros. Las condiciones estacionales son los principales determinantes de las distribuciones espaciales y temporales de los organismos (Andrewartha y Birch 1984). De Souza (2006), en la zona del bosque atlántico de Brasil, menciona que el mayor número de individuos colectados de la Familia Apidae, en especial de *Apis* se dio en agosto, similar a lo obtenido en esta investigación. Minckley *et al*. (1999), en la zona desértica de los Estados Unidos de América, mencionan que la biología de los polinizadores estaría relacionada con la oferta de recurso floral del ambiente. Los polinizadores más especialistas estarían estrechamente asociados con la presencia y fenología del género o familia vegetal de la cual se alimentan, y la temporada de vuelo coincidiría con el período de floración, las familias de himenópteros como la Vespidae, Adrenidae, Halictidae, entre otras lograron su mayor colecta en el mes de mayo (primavera, hemisferio norte) y similar a esta

investigación. De Souza Da Silva (2016), en su estudio de himenópteras en el bosque atlántico de Brasil menciona que las abundancias en los sitios de estudio variaron en el tiempo; junio, julio y agosto con lluvias hubo menores capturas, con su punto máximo en noviembre. Janzen (1991), indica que en los lepidópteros los meses de mayor densidad de adultos en todos los hábitats de Costa Rica ocurren entre junio y julio; esto es muy similar a los datos obtenidos en este trabajo, ya que en los tres ambientes vegetacionales la mayor cantidad y diversidad de lepidópteros se vio en el periodo de invierno. La dinámica temporal (mayor cantidad de polinizadores en la estación seca a húmeda, invierno a primavera) coincide con los máximos de abundancia de insectos tropicales (Brown, 1991; Wolda, 1992; DeVries *et al*., 2011).

El borde de bosque presentó mayor riqueza y abundancia de polinizadores tanto mariposas como avispas-abejas. Whitmore (1998), señala que la cobertura de dosel regula la cantidad de luz que entra al bosque y es un factor importante para insectos ectotérmicos, como las mariposas, que puede disminuir la riqueza en zonas muy cubiertas, la cantidad de luz puede modelar la estratificación (DeVries, 1997) e incluso la diversidad de mariposas. Como indican los autores anteriores, la cantidad de luz podría ser una condición para especies de mariposas que solo fueron registradas dentro del bosque y solo en una temporada, posiblemente la disponibilidad de luz sea un factor importante en la especialización de estos insectos.

Las especies raras y especialistas registradas presentaron una distribución que se restringe a la Región de los países de Brasil, Argentina y Paraguay, específicamente en la zona del Bosque Atlántico. Según Mittermeier *et al*. (2005), todos los estudios y esfuerzos son importantes para entender los procesos ecológicos que mantienen la diversidad en el Bosque Atlántico, reconocido como el quinto hotspot para la conservación de la biodiversidad, rico en endemismo y con elevado número de especies amenazadas. Teniendo en cuenta lo anterior, se pudieron identificar dos especies que están en categoría de conservación, *Bombus brasiliensis* (Hy, Apidae) (Apéndice 5.10) en categoría de *Dato Insuficiente* y *Bombus pauloensis* (Hy, Apidae) (Apéndice 5.11) en *Preocupación menor* (UICN, 2017).

El efecto de las condiciones climáticas (temperatura del aire y de la humedad relativa del aire) y varios factores más pueden explicar potencialmente la dinámica temporal observada (Silva *et al*., 2011; Freire *et al*., 2014). Como se observó en este estudio la dinámica diaria de la abundancia de especies en los distintos ambientes podría estar

relacionada a las variables atmosféricas en especial a la temperatura media y humedad relativa.

Las especies de polinizadores en zonas de plantación forestal son muy poco estudiadas. Muchas de las plantaciones de eucalipto en Brasil (como también en Paraguay) se establecieron en áreas una vez ocupadas por el Bosque Atlántico (Majer y Recher 1999), área similar donde estuvo inserto este estudio.

Con respecto al método de captura de los polinizadores, Smith-Pardo y González (2007), mencionan que la red entomológica como método de captura es eficiente en estados sucesionales más iniciales, pero para los bosques son mejores las trampas Van Somerer. En este estudio se observó que en el bosque se debe emplear otro método de captura para himenópteros (el método es eficiente para las lepidópteras), en el cual se pierdan menos ejemplares en el proceso de colecta.

El análisis de riqueza esperada de las especies de Lepidoptera e Hymenoptera indicó que en el ambiente vegetacional borde de bosque debería aumentar la cantidad de parches, ya que el número de especies capturadas no fueron las óptimas y deberían ser tomadas en cuenta en futuras investigaciones. Con relación al análisis de conglomerados de los ambientes vegetacionales se encontró en este estudio que el borde de bosque fue el que presentó menor proporción en similitud entre sus parches con solo el 43%, pudiendo ser la dinámica de estos ambientes la que crea una baja similitud. Newmak (2001), menciona que al incluir la variación temporal en las variables de respuesta se encontró que los bordes de bosques son muy dinámicos.

Las tasas de visita de los polinizadores en el borde de bosque en ambas estaciones fueron muy distintas, detectándose la existencia de una dinámica temporal a nivel estacional de los visitantes y de las ofertas florales (solo dos especies fueron identificados en ambas estaciones: *A. mellifera* y *Dryadula phaetusa* (Lep., Nymphalidae). Herrera (1988), señala que estos cambios pueden deberse a diversos aspectos o factores de la historia natural del sistema de estudio. Entre estos factores se puede distinguir entre intrínsecos, como aquellos dependientes de la planta, y extrínsecos, todos aquellos dependientes del contexto, incluyendo factores tanto bióticos como abióticos (Thompson, 1994; Freitas, 2013). Así, factores intrínsecos a la planta como su propia fenología y sincronía floral a nivel de población pueden influir en la variación temporal de flores y la consecuente atracción diferencial de distintos

polinizadores (Elzinga *et al*., 2007). Los factores extrínsecos como las características microambientales pueden también afectar a la atracción de algunos polinizadores.

Diversos estudios han mostrado que en sistemas generalistas, la abundancia de polinizadores, y por tanto la riqueza de especies, está asociada a la abundancia poblacional de flores abiertas (Heiathus *et* al., 1982; Elzinga *et al*., 2007). Similar a esta investigación, en invierno la diversidad de ofertas florales en el borde de bosque fue mayor que en primavera, debiéndose realizar premuestreo de mayor atractividad entre dos especies, además teniendo relación con la abundancia y riqueza de polinizadores.

De acuerdo con otros estudios, *A. mellifera* tuvo una menor eficacia de polinización que el polinizador nativo (Hansen et al., 2002). Esto se replicó en esta investigación ya que una especie lepidóptera *Vanessa braziliensis* fue la de mayor efectividad global. Rader *et al*. (2016), realizaron un compendio de 37 estudios similares donde las visitas de las ¨no-abejas¨ (himenópteras, lepidópteras, dípteras y coleópteras) a flores de cultivo representaron el 38% (IC): 29-49%, las abejas melíferas el 39% (IC: 29-50%) y otras abejas el 23% (IC: 15-33%), muy similares a los obtenidos en invierno en este estudio, pero en primavera 57% de las visitas correspondían a himenópteras. La clara importancia de las no-abejas como polinizadores de cultivos globales, ilustra cuán importante es la omisión de las no-abejas en los estudios de polinización de cultivos. La polinización por parte de las no-abejas hace que la reproducción de las plantas nativas silvestres sea un tema muy importante. Aunque en promedio la cantidad de polen depositado por visita a las flores de cultivo es menor para las no-abejas (similar al obtenido en este estudio) que para las abejas, la alta frecuencia de visitas de las no-abejas a los cultivos flores compensa el déficit en efectividad por visita y da como resultado buenos servicios de polinización en general.

Algunas de las especies colectadas en este trabajo solo fueron clasificadas hasta género, a pesar de observar diferencias en los especímenes y que debían tratarse de especies distintas, las claves para la identificación en especial de himenópteras son muy escasas. Meier *et al*. (2006) y Pape *et al*. (2009), señalan que hay varias razones por las cuales los polinizadores silvestres no fueron importantes en los estudios de polinización de cultivos hasta ahora, una de ellas es que la diversidad de las familias y la taxonomía de los taxones que no son de abejas a menudo están pobremente identificadas.

Cabe mencionar que la pérdida de bosques nativos y su reemplazo por otros usos (plantaciones forestales, cultivos agrícolas o pasturas para ganadería) pueden afectar la permanencia de muchas especies vegetales y presumiblemente de sus animales mutualistas. Muchas especies de lepidópteras sólo se las encontró en hábitats de bosque nativo interior, donde fueron más abundantes, por ello la importancia de conservar áreas de bosque nativo, ya que son fuentes de polinizadores especialistas de condiciones como poca luz y menor velocidad del viento. El dinamismo de las especies con flor en áreas como los bordes de bosque es importante a la hora de conservar no solo áreas con grandes volúmenes de árboles sino también las zonas de amortiguamiento de las mismas áreas, para que así puedan garantizan zonas de abundante oferta floral para los polinizadores e insectos indirectamente relacionados con la polinización.

Esta investigación además de ser un aporte al conocimiento de la diversidad y dinámica estacional de polinizadores en Paraguay, podría ayudar a fortalecer políticas públicas relacionadas con áreas protegidas y sus zonas de amortiguamiento, ayudando a comunidades con sistemas de producción pequeña en el aprovisionamiento de servicios ambientales de estos insectos como la polinización. Se sugiere realizar un seguimiento en todas las estaciones del año para conocer a profundidad la dinámica de especies, aumentar las cantidades de parches y analizar otras áreas que pueden ser sitios de diversidad de polinizadores anteriormente no incluidas, como las zonas de humedales.

6. Conclusión

Las diferencias estacionales detectadas en borde de bosque fueron en mayor medida en la abundancia de especies de polinizadores. En bosque nativo interior fue también la abundancia de especies la de mayor significancia en ambas estaciones del año, mientras que en la plantación forestal no se encontraron diferencias. En invierno se registró mayor abundancia de especies en total, mientras que en primavera fue la riqueza la que marcó la diferencia en esta estación, especialmente en himenópteros que fueron mucho más diversos.

Las variables atmosféricas como temperatura y humedad del aire juegan un rol muy importante en la actividad de los polinizadores y por consiguiente en su captura.

La similitud de parches en los ambientes vegetacionales representa el dinamismo en cada lugar, ambientes de bosque y plantaciones son más estables en el tiempo a

diferencia de borde de bosque en donde la dinámica sucesional y estacional hacen de este ambiente un lugar muy diverso tanto en flora como en fauna especialmente polinizadores.

La dinámica observada en la tasa de visita, atrayente floral, visitantes florales observados para ambas estaciones representa la dinámica ecológica de borde de bosque.

Los estudios relacionados con polinizadores en áreas protegidas y su zona de amortiguamiento son importantes, ya que pueden dar a entender la dinámica que existe tanto a nivel de insectos como de ofertas florales, en el tiempo y en el espacio. Las áreas protegidas en el país son muy poco estudiadas, por ello se vuelve transcendental conocer y conservar la diversidad de polinizadores silvestres y de las mismas ofertas florales con que cuenta las diferentes ecorregiones del país.

Se propone analizar polinizadores de otro orden como Diptera y Coleoptera, para así obtener mayor información sobre la diversidad y dinámica de ambientes vegetacionales, utilizando métodos de colectas específicos para cada orden de modo de obtener datos certeros sobre ellos.

Se sugiere ampliar tanto el tiempo de muestreos como el número de parches, a fin de lograr una mayor eficiencia en la colecta, y además, extender estas colectas en otros tipos de ambientes vegetacionales con el fin de precisar la diversidad de polinizadores según los ambientes.

Por último, se recomienda seguir con colectas por varias estaciones del año y temporadas para de esta manera reconocer, si fuera el caso, especies que podrían estar en problemas de conservación y propender el mantenimiento y conservación de los bosques y demás coberturas naturales como fuentes de posible servicios ecosistémicos a la población.

7. Bibliografía

ANDREWARTHA, H; BIRCH, L. 1984. The Ecological Web. More on the distribution and abundance of animals. The University of Chicago Press, Chicago. 506 p.

APOLO (Observatorio de Agentes Polinizadores) s.f. Polinizadores y biodiversidad. Asociación española de Entomología - Jardín Botánico Atlántico y Centro Iberoamericano de la Biodiversidad. 159 p.

BARRETT, S. 1990. The evolution and adaptive significance of heterostyly. Trends in Ecology Evolution 5: 144–148.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, J. 2014. Mutualistic Networks. Monographs in Population Biology Series. Princeton: Princeton University Press.

BAWA, K. 1992. Mating systems, genetic differentiation and speciation in tropical rain forest plants. Biotropica 24: 250-255.

BAWA, K.; BULLOCH, S.; PERRY, D.; COVILLE, R.; GRAYUM, M. 1985. Reproduction biology of tropical lowland rain forest tree. II. Pollination system. American Journal of Botany 72: 346-356.

BOS, M.; VEDDELER, D.; BOGDANSKI, A.; KLEIN, A.; TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TYLIANAKIS, J. 2007. Caveats to quantifying ecosystem services: fruit abortion blurs benefits from crop pollination. Ecological Applications 17 (6): 1841-1849.

BROTHERS, D. 1995. The vespoid families (except vespids and ants). Editorial Oxford, Oxford University Press, US. 504-560.

BROWN, K. 1991. Maximizing daily butterfly counts. Journal of the Lepidopterists' Society 26: 183–196.

BUTT, N.; SEABROOK, L.; MARON, M.; LAW, B.; DAWSON, T.; SYKTUS, J.; MCALPINE, C. 2015. Cascading efects of climate extremes on vertebrate fauna through changes to low latitude tree owering and fruiting phenology. Global Change Biology (21):3267-3277.

CANE, J.; PAYNE, J. 1993. Regional, annual and seasonal variation in pollinator guilds: intrinsic traits of bees (Hymenoptera: Apoidea) underlie their patterns of abundance at *Vaccinium ashei* (Ericaceae). Annals of the Entomological Society of America 86: 577-588.

COLTEAUX, B.; MCDONALD, C.; KOLIPINSKI, M.; CUNNINGHAM, J.; GHOSH, S. 2013. A survey of pollinator and plant interactions in meadow and grassland habitats of Marin County, California. Beta Beta Beta Biological Society - BIOS 84 (1): 1-7.

CONTRERAS, P.; ORNELAS, J. 1999. Reproductive biology of *Palicourea padifolia* (Rubiaceae) a distylous shrub of a tropical cloud forest in Mexico. Plant Systematics and Evolution 219: 225–241.

DE SOUZA DA SILVA, G.; MUNDSTOCK JAHNKE, S.; GONZÁLEZ FERREIRA, L. 2016. Hymenoptera parasitoids in protected area of Atlantic Forest biomes and organic rice field: compared assemblages. Revista Colombiana de Entomología 42 (2): 110-117.

DE SOUZA, L. 2006. Composição da fauna de Hymenoptera associada a área agrícola de manejo tradicional: abelhas nativas e parasitoides. Universidade Estadual Paulista "Júlio De Mesquita Filho". Tesis Doctoral. Rio Claro, Brasil. 109 p.

DEBEVEC, A.; CARDINAL, S.; DANFORTH, B. 2012. Identifying the sister group to the bees: a molecular phylogeny of Aculeata with an emphasis on the superfamily Apoidea. Zoologica Scripta 41 (5): 527-535.

DEVRIES, P.; ALEXANDER, L.; CHACON, I.; FORDYCE, J. 2011. Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. Journal of Animal Ecology 81: 472–482.

DEVRIES, P.; MURRAY, D.; LANDE, R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. Biological Journal of the Linnean Society 62: 343–364.

DISCOVER LIFE (2018). Listado de himenópteros. Disponible en: http://www.discospinoverlife.org/

ELZINGA, J.; ATLAN, A.; BIERE, A.; GIGORD, L.; WEIS, A.; BERNASCONI, G. 2007.Time after time: flowering phenology and biotic interactions. Trends in Ecology and Evolution 22(8): 432-439.

FANG, Q.; HUANG, S. 2012. Relative stability of core groups in pollination networks in a biodiversity hotspot over four years. PLoS ONE 7(3): e32663

FATTA, N.; PONSARD, J.; TRIPICCHIO, D.; XIFREDA, C. 2005. Caracterización de *Senecio grisebachii*. VII Jornadas Nacionales de Floricultura 19-21/10/2005. Trevelin, Chubut, Argentina.

FERNÁNDEZ GAYUBO, S.; PUJADE-VILLAR, J. 2015. Clase insecta. Orden Hymenoptera. Universidad de Salamanca. Revista Ibero Diversidad Entomológica @ccesible - Sociedad Entomológica Aragonesa. Salamanca, España. 59:1-36.

FERNÁNDEZ, J. 2014. Variación espacial en la polinización y el éxito reproductivo de una herbácea endémica: implicaciones para su conservación. Universidad Autónoma de Barcelona. Tesis Doctoral. Barcelona, España. 165 p.

FILELLA, I.; PRIMANTE, C.; LLUSIA, J.; GONZÁLEZ, A.; SECO, R.; FARRÉ-ARMENGOL, G.; RODRIGO, A.; BOSCH J.; PEÑUELAS, J. 2013. Floral advertisement scent in a changing plant-pollinators market. Scientific reports 3: 3434.

FLEYTAS, M. 2008. Reserva de Biosfera del Bosque Mbaracayú-Paraguay. Programa De Cooperación Sur-Sur- Nº 38- UNESCO. Asunción, Paraguay.

FMB (Fundación Moisés Bertoni). 2017. Documento cartográfico - Proyecto de polinización Syngenta. Asunción – Paraguay.

FMB-BM (Fundación Moisés Bertoni- Banco Mundial) 2005. Reserva Natural del Bosque Mbaracayu. Plan de Manejo 2005-2010. Asunción, Paraguay.

FREIRE, G.; NASCIMENTO, A.; MALINOV, I.; DINIZ, I. 2014. Temporal of occurrence two *Morpho* butterflies (Lepidoptera Nymphalidae): influence of weather and food resources. Environmental Entomology 43: 274–282.

FREITAS, L. 2013. Concepts of pollinator performance: is a simple approach necessary to achieve a standardized terminology?. Brazilian Journal of Botany 36(1): 1–6.

FUMERO, J.; MELÉNDEZ, E. 2007. Relative pollination effectiveness of floral visitors of *Pitcairnia angustifolia* (Bromeliaceae). American Journal of Botany 94(3): 419–424.

FUNDACIÓN MARIPOSAS DE AMERICA (2018). Listado de mariposas de América. Disponible en: http://butterfliesofamerica.com/

GIBSON, M.; PAUW, A.; RICHARDSON, D. 2013. Decreased insect visitation to a native species caused by an invasive tree in the Cape Floristic Region. Biological Conservation 157:196–203.

GÓMEZ, J. 2004. Generalización en las interacciones entre plantas y polinizadores. Revista Chilena de Historia Natural 75: 105-116.

GÓMEZ, J.; BOSCH, J.; PERFECTTI, F.; FERNÁNDEZ, J.; ABDELAZIZ, M. 2007. Pollinator diversity affects plant reproduction and recruitment: the tradeoffs of generalization. Oecologia. 153(3):597-605.

GREENLEAF, S.; KREMEN, C. 2006. Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. Biological Conservation 133: 81-87.

HANSEN, D.; OLESEN, J.; JONES, C. 2002. Trees, birds and bees in Mauritius: exploitative competition between introduced honey bees and endemic nectarivorous birds? Journal of Biogeography 29: 721–734.

HEIATHUS, E.; STASHKO, E.; ANDERSON, P. 1982. Cumulative effects of plant-animal interactions on seed production by Bauhinia ungulata, a neotropical legume. Ecology 63: 1294-1302.

HERRERA, C. 1987. Components of pollinator ‘quality’: comparative analysis of a diverse insect assemblage. Oikos 50(1): 79-90.

HERRERA, C. 1988. Variation in mutualisms: the spatiotemporal mosaic of a pollination assemblage. Biological Journal of the Linnean Society 35: 95-125.

HERRERA, C. 1995. Microclimate and individual variation in pollinators: flowering plants are more than their flowers. Ecology 76: 1516-1524.

JANZEN, D. 1991. Historia natural de Costa Rica. Editorial de la Universidad de Costa Rica. 1ra edición. San José, Costa Rica. 839 p.

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters* 6: 69-81.

KATTAN, G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. pp. 561-590. In M. R. Guariguata; G. Kattan (Eds.), Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales. Cartago, Costa Rica: Libro Universitario Regional.

KEARNS, C.; INOUYE, D. 1993. Techniques for pollination biologists. University Press of Colorado, Niwot, Colorado, USA.

KJØHL, M.; NIELSEN, A.; STENSETH, N. 2011. Potential effects of climate change on crop pollination. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 38 p.

KLEIN, A.; BERNARD, V.; CANE, J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops.‖ Proceedings of the Royal Society B 274:303-313.

KLEIN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. 2003. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. Journal of Applied Ecology 40: 837-845.

KREMEN, C.; COLWELL, R.; ERWIN, T.; MURPHY, D.; NOSS, R. Y SANJAYAN, M. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. Conservation Biology. (4): 796-808.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N.; THORP, R. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. Proceedings of the National Academy of Sciences 99(26): 16812-16816

KRESS, J.; BEACH, J. 1994. Flowering plant reproductive systems, p.161-182.

LEVAN, K.; JAMES HUNG, K.; MCCANN, K.; LUDKA, J.; HOLWAY, D. 2014. Floral visitation by the Argentine ant reduces pollinator visitation and seed set in the coast barrel cactus, *Ferocactus viridescens*. Oecologia 174:163–171.

LOPEZARAIZA-MIKEL, M.; HAYES, R.; WHALLEY, M.; MEMMOTT, J. 2007. The impact of an alien plant on a native plant-pollinator network: an experimental approach. Ecology Letters 10:539–550.

MAGLIANESI, M. 2016. Efectos del cambio climático sobre la polinización y la producción agrícola en América tropical. Revista Ingeniería 26 (1): 25-38.

MAJER, J.; RECHER, H. 1999. Are eucalypts Brazil's friend or foe? An entomological viewpoint. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil 28, 185–200.

MALO, J.; BAONZA, J. 2002. Are there predictable clines in plant-pollinator interactions along altitudinal gradients? The example of *Cytisus scoparius* (L.) Link in the Sierra de Guadarrama (Central Spain). Diversity and Distributions 8: 365-371.

MEIER, R.; SHIYANG, K.; VAIDYA, G. 2006. DNA barcoding and taxonomy in Diptera: A tale of high intraspecific variability and low identification success. Systematic Biology 55(5):715–728.

MENDONÇA, L.; ANJOS, L. 2003. Bird-flower interactions in Brazil: a review. Ararajuba 11: 195 – 205.

MENDONÇA, L.; ANJOS, L. 2006. Flower morphology, nectar features, and hummingbird visitation to *Palicourea crocea* (Rubiaceae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências 78(1): 45-57.

MINCKLEY, R.; CANE, J.; KEVIN, L.; ROULSTON, T. 1999. Spatial predictability and resource specialization of bees (Hymenoptera: Apoidea) at a superabundant, widespread resource. Biological Journal of the Linnean Society. 67: 119-147.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN (2017). *Palicourea crocea* (Sw.) Schult. Disponible en: http://www.tropicos.org/name/27902992?projectid=7

MITTERMEIER, R.; GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIN, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. 2005. Hotspots revisited. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International, Sierra Madre, Cemex.

MONTERO-CASTAÑO, A.; VILÀ, M. 2012. Impact of landscape alteration and invasions on pollinators: a meta-analysis. Journal of Ecology 100:884– 893.

MORENO, H. 2005. Efecto de la agriculturización y la estructura del paisaje sobre el servicio de polinización en agroecosistemas pampeanos. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.

NATES-PARRA, G. s.f. Abejas silvestres y polinización. Manejo integrado de plagas y agroecología. Costa Rica. 75: 7-20.

NEWMAK, W. 2001. Tanzanian forest edge microclimatic gradients: dynamic patterns. Biotropica 33: 2-11.

NORGATE, M.; BOYD-GERNY, S.; SIMONOV, V.; ROSA, M.; HEARD, T.; DYER, A. 2010. Ambient temperature influences Australian native stingless bee (*Trigona carbonaria*) preference for warm nectar. PloS ONE 5(8): e12000.

ODRIOZOLA, E.; CAMPERO, C.; LAGOMARSINO, H.; FERREIRA, D. 1997. Descripción de un caso natural de hepatopatía tóxica en bovinos por consumo de *Senecio grisebachii* en la provincia de Buenos Aires. Revista de Medicina Veterinaria y Producción Animal 26/136 174 -179.

OLLERTON, J.; CRANMER, L. 2002. Latitudinal trends in plant-pollinator interactions: are tropical plants more specialized? *Oikos* 98: 340-350.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? Oikos 120:321-326.

OSPINA-LÓPEZ, L. 2014. Estructura de la comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) en distintos tipos de hábitats en la cuenca del Río Lagunillas (Tolima - Colombia). Tesis doctoral. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

OSTROM, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. Science 325: 419-422.

PAPE, T.; BICKEL, D.; MEIER, R. 2009. Diptera Diversity: Status, Challenges and Tools (Brill, Leiden, The Netherlands).

PÉREZ-BALAM, J.; QUEZADA-EUÁN, J.; ALFARO-BATES, R.; MEDINA, S.; MCKENDRICK, L.; SORO, A.; PAXTON, R. 2012. The contribution of honey bees, flies and wasps to avocado (*Persea americana*) pollination in Southern Mexico. Journal of Pollination Ecology 8 (6): 42-47.

PERFECTTI, F.; GÓMEZ, J.; BOSCH, J. 2009. The functional consequences of diversity in plant-pollinator interactions. Oikos 118: 1430–1440.

PETANIDOU, T.; KALLIMANIS, A.; TZANOPOULOS, J.; SGARDELIS, S.; PANTIS, J. 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. Ecology Letters 11(6): 564-75.

PINILLA-GALLEGO, M.; NATES-PARRA, G. 2015. Visitantes florales y polinizadores en poblaciones silvestres de agraz (*Vaccinium meridionale*) del bosque andino colombiano. Revista Colombiana de Entomología 41 (1): 112-119.

POTTS, B.; BARBOUR, R.; HINGSTON, A.; VAILLANCOURT, R. 2003. Genetic pollution of native eucalypt gene pools - identifying the risks. Australian Journal of Botany 51: 1-25.

POTTS, S.; BIESMEIJER, J.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGER, O.; KUNIN, W. 2010. Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. Trends in Ecology and Evolution 25:345-353.

PRICE, M.; WASER, N.; IRWIN, R.; CAMPBELL, D.; BRODY, A. 2005. Temporal and spatial variation in pollination of a montane herb: a sevenyear study. Ecology 86(8): 2106–16.

RADER, R.; BARTOMEUS, I.; GARIBALDI, L.; GARRATT, M.; HOWLETT, B.; WINFREE, R.; WOYCIECHOWSKI, M. 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 113(1): 146-151.

RADER, R.; EDWARDS, W.; WESTCOTT, D.; CUNNINGHAM, S.; HOWLETT, B. 2013. Diurnal effectiveness of pollination by bees and flies in agricultural *Brassica rapa*: Implications forecosystem resilience. Basic and Applied Ecology 14: 20-27.

RIVAS-ARANCIBIA, S.; BELLO-CERVANTES, E.; CARRILLO-RUIZ, H.; ANDRÉS-HERNÁNDEZ, A.; FIGUEROA-CASTRO, D.; GUZMÁN-JIMÉNEZ, S. 2015. Variaciones de la comunidad de visitadores florales de *Bursera copallifera* (Burseraceae) a lo largo de un gradiente de perturbación antropogénica. Revista Mexicana de Biodiversidad. 86: 178-187

ROBACKER, D.; MEEUSE, B.; ERICKSON, E. 1988. Floral aroma: How far will plants go to attract pollinators? BioScience 38: 390-398.

RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, M.; JORDANO, P.; VALIDO, A. 2013. Quantity and quality components of effectiveness in insular pollinator assemblages. Oecologia, 173 (1), pp. 179-190.

ROGERS, S.; TARPY, D.; BURRACK, H. 2013. Multiple Criteria for Evaluating Pollinator Performance in Highbush Blueberry (Ericales: Ericaceae) Agroecosystems. Environmental Entomology 42 (6): 1201-1209.

SILVA, N.; FRIZZAS, M.; OLIVEIRA, M. 2011. Seasonality in insect abundance in the “Cerrado” of Goiás State, Brazil. Revista Brasileira de Entomologia 55: 79–87.

SMITH-PARDO, A.; GONZÁLEZ, V. 2007. Diversidad de abejas (Hymenoptera: Apoidea) en estados sucesionales del bosque húmedo tropical. Acta Biológica Colombiana 43-55.

STEFFAN-DEWENTER, I.; WESTPHAL, C. 2008. The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. Journal of Applied Ecology 45: 737-741.

STP (Secretaría Técnica de Planificación del Desarrollo Económico y Social de la Presidencia de la República). 2012. Situación económica, social y ambiental del Paraguay. Asunción, Paraguay.

TAYLOR, C. 1997. Conspectus of the genus Palicourea (Rubiaceae: Psychotriae) with the description of some new species from Ecuador and Colombia. Annals of the Missouri Botanical Garden 84: 224–262.

TELES, A. 2015. Senecio in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

THOMPSON, J. 1994. The coevolutionary process. The University of Chicago Press, Chicago, Estados Unidos.

THOMPSON, J. 2001. How do visitation patterns vary among pollinators in relation to floral display and floral design in a generalist pollination system? Oecologia 126(3): 386-394.

TRAVESET, A.; RICHARDSON, D. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. Trends in Ecology and Evolution 21: 208–16.

TRAVESET, A.; SÁEZ, E. 1997. Pollination of Euphorbia dendroides by lizards and insects: spatio-temporal variation in patterns of flower visitation. Oecologia 111: 241-248.

UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales), 2017. La lista roja de Especies Amenazadas de la UICN. Disponible en: http://www.iucnredlist.org/

VISSER, M.; BOTH, C. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. Proceedings of the Royal Society of London B. (272): 2561-2569.

WASER, N.; OLLERTON, J. 2000. Plant-Pollinator interactions from specialization to generalization. Chicago: University of Chicago Press.

WHITMORE, T. 1998. Introduction to rain forest. Oxford University, England.

WILLIAMS, N.; CRONE, E.; ROULSTON, T.; MINCKLEY, R.; PACKER, L.; POTTS, S. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. Biological Conservation 143: 2280-91.

WINFREE, R.; BARTOMEUS, I.; CARIVEAU, D. 2011. Native pollinators in anthropogenic habitats. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 42: 1-22.

WOJCIK, V.; FRANKIE, G.; THORP, R.; HERNÁNDEZ, J. 2008. Seasonality in Bees and Their Floral Resource Plants at a Constructed Urban Bee Habitat in Berkeley, California. Journal of the Kansas Entomological Society 81 (1): 15-28.

WOLDA, H. 1992. Trends in abundance of tropical forest insects. Oecologia 89: 47-52.

ZEINSTEGER, P.; ROMERO, A.; TEIBLER, P.; MONTENEGRO, M.; RIO, E.; CIOTTI, E.M.; ACOSTA DE PEREZ, O.; JORGE, N. 2003. Toxicity of volatile compounds of *Senecio grisebachii* baker (margarita) flowers, in mice RIA 32 artículo 9 INTA.

ZURBUCHEN, A.; LANDERT, L.; KLAIBER, J.; MÜLLER, A.; HEIN, S.; DORN, S. 2010. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. Biological Conservation 143: 669-76.

8. Anexos

Anexo 1. Especies registradas dentro de la RNBM con categoría de conservación

Especie		Nombre común	Categoría de conservación UICN
Flora	*Aspidosperma polyneuron Muell. Arg. In Mart.*	peroba, yvyraro mi, palo rosa	EN (En peligro)
	Ilex paraguariensis A. St. Hil.	yerba mate, ka'a, wyra-ne	LR/nt (Menor riesgo)
	Myrocarpus frondosus Allemao	incienso, yvyra paje	DD (Datos insuficientes)
	Pterogyne nitens Tul.	yvyraro, paje	LR/nt (Menor riesgo)
	Cedrela fissilis Vell	cedro, ygary, chingy kachî	EN (En peligro)
	Trichilia pallens C. DC.	katigua morotî	LR/nt (Menor riesgo)
	Myrciaria cuspidata O.Berg	typycha kaaguy	VU (Vulnerable)
	Balfourodendron riedelianum (Engl.) Engl	yvyra ñeti, guatambu	EN (En peligro)
Mamíferos	*Monodelphis sorex*	Mykure'i	VU (Vulnerable)
	Myrmecophaga tridactyla	Jurumi	VU (Vulnerable)
	Priodontes maximus	Tatu carreta	EN (En peligro)
	Myotis ruber	Murciélago acanelado de Azara	VU (Vulnerable)
	Speothos venaticus	Jagua yvyguy, Jag. turu ñe'e	VU (Vulnerable)
	Pteronura brasiliensis	Arira'i	EN (En peligro)
	Lontra longicaudis	Lobope	DD (Datos insuficientes)
	Oncifelis (Felis) geoffroyi	Tirika	NT (casi amenazada)
	Leopardus tigrinus	Tirika	NT (casi amenazada)
	Panthera onca	Jaguarete	NT (casi amenazada)
	Puma concolor	Jagua pyta	NT (casi amenazada)
	Tapirus terrestres	Mborevi, Tapir	VU (Vulnerable)
	Mazama americana	Guasu pyta	DD (Datos insuficientes)
	Mazama nana	Pororoka, Mbororo	DD (Datos insuficientes)
	Dasyprocta azarae	Akuti po'i, Ak. sayju	VU (Vulnerable)
Aves	*Harpyhalieatus coronatus*	águila coronada	Área Clave para la Conservación de Aves-Birdlife International
	Pipile jacutinga	jakuapetí o yacutinga	
	Anodorhynchus hyacinthinus	gua´a johy o papagallo gua´a johy o papagallo	
	Amazona vinacea	loro vináceo	
	Dryocopus galeatus	carpintero listado de cara canela	
	Phylloscartes paulistus	mosqueta de oreja negra	
	Platyrinchus leucoryphus	picochato grande	
	Sporophila hypochroma	capuchino castaño	
	Sporophila palustris	capuchino pecho blanco	

Reptil	*Caiman latirostris*	yacaré overo	EN (En peligro)
Anfibios	*Bufo crucifer*		LR/nt (Menor riesgo)
	Leptodactylus labyrinthicus		LR/nt (Menor riesgo)
	Chiasmocleis albopunctata		LR/nt (Menor riesgo)

Fuente: FMB-BM (2005).

Anexo 2. Características de las especies vegetales más atrayentes.

- *Senecio grisebachii* (BAKER 1884)

Reino: Plantae

División: Magnoliophyta

Clase: Magnoliopsida

Orden: Asterales

Familia: Asteraceae

Subfamilia: Asteroideae

Tribu: Senecioneae

Género: Senecio

Especie: Senecio grisebachii Baker 1884

Forma de vida: Hierba, subarbusto

Origen: Nativa de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay

Nombre común: Agosto Poty en Paraguay; margarita del campo, primavera.

Hierba perenne de 0,50-1,5 m de altura, con tallos erectos, costados lanuginosos o glabros, hojosos hasta la inflorescencia. Hojas sésiles, lanceoladas o lineal lanceaoladas, agudas en el ápice y largamente atenuadas en la parte inferior en seudo-pecíolo, aserradas en el margen, glabras o ligeramente lanosas en el haz y grisáseo-lanosas o tormentosas o glabrescentes en el envés. Posee un intenso olor, debido a sustancias de sabor desagradable para evitar ser devoradas por los herbívoros. Es tóxica por sus alcaloides pirrolizidínicos, que daña el hígado de los mamíferos. Crece en suelos alterados por el ganado o la erosión, también es frecuente en orillas de caminos rurales (Teles, 2015). Fatta *et al*. (2005), hallaron evidencias que indican que tiene potencial como flor de corte acompañante dado su largo y resistente tallo, la suave fragancia de los pequeños capítulos y su gran brillo floral. Existen registros de efectos tóxicos en animales (Odriozola *et al*., 1997; Zeinsteger *et al*., 2003).

- *Palicourea crocea* (Sw.) Schult.

Reino: Plantae
División: Magnoliophyta
Clase: Magnoliopsida
Orden: Gentianales
Familia: Rubiaceae
Género: Palicourea
Especie: Palicourea crocea (Sw.) Schult.
Forma de vida: Arbusto o arbolito
Distribucion: sur de México a Argentina y en las Antillas.
Nombre común: pira ka´a en Paraguay.

Arbustos o arbolitos de hasta 3 m de altura, hírtulos a glabrescentes. Hojas opuestas, elípticas, ápice agudo a acuminado, base cuneada a aguda, membranáceas, nervios secundarios de 814 pares; pecíolos de 220 mm de largor; estípulas con vaina, lobos lineares a angostamente triangulares. Inflorescencias piramidales, flores dístilas; corola anaranjada a roja o a veces con la base amarilla, externamente glabra. Frutos 46 mm de diámetro. Ocasional en bosques húmedos, zona atlántica; sur de México a Argentina y en Las Antillas (Missouri Botanical Garden, 2017). Las flores son desagradables y el dimorfismo del estambre de estilo va acompañado de otras intermorfos dimorfismos en la longitud de la corola, la longitud de la antera y la longitud y forma del lóbulo del estigma. La floración ocurre durante la temporada de lluvias, de octubre a diciembre (Mendonça y Anjos, 2006). Palicourea es un género Neotropical que comprende alrededor de 200 especies de arbustos o árboles pequeños eso ocurre típicamente en el sotobosque y el subplanos de bosque húmedo a húmedo; la mayoría de las especies muestran rasgos florales consistentes con colibrí-polinización (Contreras y Ornelas, 1999). Según Taylor (1997), casi todas las especies de Palicourea son desagradables. Heterostilia es un polimorfismo genético en qué poblaciones de plantas se componen de dos o tres morfos florales que difieren recíprocamente en las alturas a las cuales estigmas y anteras se colocan en las flores (Barrett, 1990). *P. crocea* parece ser una de las pocas especies locales con características florales relacionadas con la polinización de colibríes (Mendonça y Anjos, 2003).

Anexo 3. Variables atmosféricas registradas por la Estación Sete Quedas A-751, Moto Grosso do Sul- Brasil.

Fecha	Hora	Temperatura (° C)		Viento (m / s)			Radiación	Lluvia	Humedad Relativa
	UTC	Máx.	Mín.	Vel.	Dir. (°)	Raj.	(MJ / m²)	(mm)	%
09/08/2017	10	19,70	17,90	3,70	163,00	4,60	-3,53	0,01	77,00
09/08/2017	11	19,10	18,10	3,00	156,00	4,70	86,18	0,01	79,00
09/08/2017	12	22,30	19,10	2,20	132,00	4,90	687,60	0,01	70,50
09/08/2017	13	24,30	22,10	3,5,	137,00	5,90	1154,00	0,01	63,00
09/08/2017	14	27,90	24,30	2,10	101,00	4,8,	1804,00	0,01	52,50
09/08/2017	15	30,20	27,40	0,80	89,00	4,40	2342,00	0,01	43,00
Promedio		**23,92**	**21,48**	**2,36**	**129,67**	**4,90**	**1,01**	**0,01**	**64,17**
10/08/2017	10	19,40	18,80	0,01	53,00	1,90	-3,46	0,01	76,00
10/08/2017	11	21,20	19,00	1,4,	83,00	4,3,	85,67	0,01	73,00
10/08/2017	12	23,60	21,20	1,70	52,00	4,50	641,60	0,01	64,50
10/08/2017	13	26,00	23,60	3,00	38,00	5,80	1332,00	0,01	56,50
10/08/2017	14	29,20	26,00	3,40	52,00	6,30	1962,00	0,01	47,00
10/08/2017	15	31,50	29,00	4,50	23,00	7,00	2364,00	0,01	38,50
Promedio		**25,15**	**22,93**	**2,52**	**50,17**	**5,10**	**1,06**	**0,01**	**59,25**
11/08/2017	10	20,60	19,80	4,3,	48,00	8,50	-3,54	0,01	63,00
11/08/2017	11	20,70	19,70	5,20	48,00	10,00	94,35	0,01	69,50
11/08/2017	12	22,20	20,70	6,60	43,00	11,20	680,90	0,01	66,50
11/08/2017	13	24,30	22,10	8,30	36,00	12,70	1356,00	0,01	58,50
11/08/2017	14	26,00	24,20	6,90	32,00	13,10	1985,00	0,01	50,00
11/08/2017	15	28,00	25,70	8,20	33,00	13,40	2412,00	0,01	43,00
Promedio		**23,63**	**22,03**	**7,04**	**40,00**	**11,48**	**1,09**	**0,01**	**58,42**
12/08/2017	10	21,10	20,60	3,70	24,00	10,80	-3,24	0,01	57,00
12/08/2017	11	20,80	20,50	2,80	33,00	9,00	65,63	0,01	58,00
12/08/2017	12	21,5,	20,70	4,70	40,00	8,50	293,60	0,01	56,50
12/08/2017	13	23,00	21,5,	4,00	26,00	8,50	578,60	0,01	52,50
12/08/2017	14	26,40	23,00	5,30	27,00	9,50	1558,00	0,01	45,00
12/08/2017	15	28,70	26,10	6,30	28,00	9,80	1774,00	0,01	37,50
Promedio		**24,00**	**22,18**	**4,47**	**29,67**	**9,35**	**0,71**	**0,01**	**51,08**
13/08/2017	10	19,20	18,60	1,20	311,00	4,70	-1,20	15,00	95,50
13/08/2017	11	19,10	18,90	2,00	298,00	4,3,	11,60	25,00	94,50
13/08/2017	12	19,10	18,10	4,00	264,00	10,70	101,20	10,00	92,50
13/08/2017	13	18,10	15,60	4,60	219,00	11,80	211,30	15,00	91,00
13/08/2017	14	15,70	15,40	4,1,	214,00	11,80	515,30	25,00	91,50
13/08/2017	15	15,50	14,60	4,1,	215,00	11,30	517,10	20,00	91,50
Promedio		**17,78**	**16,87**	**2,95**	**253,50**	**10,06**	**0,23**	**18,33**	**92,75**
14/08/2017	10	10,50	10,20	2,50	182,00	4,1,	-3,49	0,01	97,00
14/08/2017	11	11,30	9,70	2,30	178,00	3,5,	113,10	0,01	96,50
14/08/2017	12	13,40	11,30	2,70	130,00	4,60	901,60	0,01	92,50
14/08/2017	13	14,80	13,30	2,60	104,00	6,00	1632,00	0,01	86,50
14/08/2017	14	16,20	14,80	2,80	106,00	6,60	2277,00	0,01	79,50

14/08/2017	15	17,90	15,40	2,70	107,00	6,50	2655,00	0,01	74,00
Promedio		**14,02**	**12,45**	**2,60**	**134,50**	**5,93**	**1,26**	**0,01**	**87,67**
15/08/2017	10	13,30	13,10	1,10	114,00	3,60	-2,11	0,01	96,00
15/08/2017	11	13,60	13,10	1,30	99,00	3,30	48,66	0,01	96,00
15/08/2017	12	14,20	13,60	2,10	78,00	4,70	197,70	0,01	96,50
15/08/2017	13	14,80	14,20	1,90	82,00	4,1,	317,50	0,01	96,50
15/08/2017	14	15,70	14,80	2,80	77,00	5,60	496,80	0,01	94,00
15/08/2017	15	16,90	15,50	3,80	76,00	6,60	889,80	0,01	90,50
Promedio		**14,75**	**14,05**	**2,17**	**87,67**	**4,76**	**0,32**	**0,01**	**94,92**
06/11/2017	10	20,90	20,70	0,01	107,00	0,01	112,20	0,01	93,50
06/11/2017	11	21,70	20,90	0,10	110,00	3,40	481,50	0,01	92,00
06/11/2017	12	22,40	21,5,	0,01	110,00	3,90	693,70	0,01	89,50
06/11/2017	13	22,80	22,00	0,01	109,00	0,01	578,90	0,01	89,00
06/11/2017	14	23,00	22,20	0,01	85,00	6,20	1272,00	0,01	86,50
06/11/2017	15	23,30	22,30	0,01	91,00	4,50	952,60	0,01	84,00
Promedio		**22,35**	**21,62**	**0,03**	**102,00**	**3,00**	**0,68**	**0,01**	**89,08**
07/11/2017	10	21,30	20,80	0,01	57,00	0,01	-3,54	0,01	90,50
07/11/2017	11	////	////	5,90	69,00	////	362,20	0,01	////
07/11/2017	12	20,80	19,40	6,20	59,00	11,10	1174,00	0,01	80,00
07/11/2017	13	23,50	20,80	6,10	68,00	11,60	2441,00	0,20	72,00
07/11/2017	14	24,40	22,80	2,30	59,00	10,60	2727,00	0,01	69,00
07/11/2017	15	24,70	23,40	2,60	49,00	10,90	1782,00	0,01	67,50
Promedio		**22,94**	**21,44**	**3,85**	**60,17**	**8,84**	**1,41**	**0,04**	**75,80**
08/11/2017	10	22,90	22,30	0,01	66,00	0,01	-3,54	0,01	79,50
08/11/2017	12	////	////	4,8,	55,00	////	128,90	0,01	////
08/11/2017	13	21,5,	20,80	2,90	47,00	9,30	1026,00	0,01	73,00
08/11/2017	14	22,20	21,40	3,40	43,00	9,20	1212,00	0,01	70,00
08/11/2017	15	22,50	21,70	3,20	40,00	9,10	1408,00	0,01	69,00
Promedio		**22,64**	**21,53**	**2,67**	**51,86**	**7,29**	**0,75**	**0,02**	**73,46**
09/11/2017	11	////	////	0,01	69,00	////	350,40	0,01	////
09/11/2017	12	22,70	21,40	0,01	50,00	0,01	1273,00	0,01	83,50
09/11/2017	13	24,80	22,70	0,01	52,00	0,01	1954,00	0,01	77,50
09/11/2017	14	26,00	24,40	0,01	44,00	0,01	2893,00	0,01	70,00
09/11/2017	15	27,80	25,70	0,01	41,00	0,01	3437,00	0,01	64,00
Promedio		**24,79**	**23,15**	**0,45**	**51,31**	**1,47**	**1,65**	**0,01**	**73,69**

9. Apéndices

Apéndice 1. Localización de los ambientes vegetacionales y variables meteorológicas del periodo de recolección de datos

Ambiente vegetacional	m.s.n.m	Ubicación geográfica	Fecha de recolección	Estación del año
Borde de bosque	443	24° 0'2,96"S 55°20'29,69"O	09/08/2017 10/08/2017 11/08/2017 12/08/2017	Invierno
			06/11/2017 07/11/2017 08/11/2017	Primavera
Plantación forestal	447	23°59'53,48"S 55°20'16,81"O	09/08/2017 10/08/2017	Invierno
			06/11/2017 07/11/2017	Primavera
Bosque nativo interior	463	24° 0'2,55"S 55°20'52,40"O	14/08/2017 15/08/2017	Invierno
			08/11/2017 09/11/2017	Primavera

Apéndice 2. Tabla de visitas de polinizadores de borde de bosque en invierno.

Especies	**Número de visita**	**Total de flores**	**Total de horas**	**Tasa de visita**	**%**	**Número de polen promedio**	**Efectividad global**
Vanessa braziliensis	4931	1440	6,30	0,09	46,82	5	0,453
Apis mellifera	2359	1440	6,30	0,04	22,40	7	0,304
Vanessa myrinna	1321	1440	6,30	0,02	12,54		
Megachile sp.	989	1440	6,30	0,02	9,39		
Anartia jatrophae	612	1440	6,30	0,01	5,81		
Dryas iulia alcionea	154	1440	6,30	0,00	1,46		
Hypothyris euclea nina	89	1440	6,30	0,00	0,85		
Phoebis sp.	26	1440	6,30	0,00	0,25		
Dryadula phaetusa	13	1440	6,30	0,00	0,12		
Eurema deva deva	12	1440	6,30	0,00	0,11		
Junonia genoveva	9	1440	6,30	0,00	0,09		
Dynamine tithia tithia	7	1440	6,30	0,00	0,07		
Heraclides sp.	4	1440	6,30	0,00	0,04		
Agraulis vanillae	3	1440	6,30	0,00	0,03		
Heliconius erato	2	1440	6,30	0,00	0,02		
Total general	**10531**	**1440**	**6,30**	**0,19**	**100,00**		
Cantidad de plantas	6						

Apéndice 3. Tabla de visitas de polinizadores de borde de bosque en primavera.

Especies	**Número de visita**	**Total de flores**	**Total de horas**	**Tasa de visita**	**%**	**Número de polen promedio**	**Efectividad global**
Agelaia sp.	1953	653	12,07	0,021	39,45	12	0,248
Polybia ignobilis	834	653	12,07	0,009	16,85	7	0,062
Battus polydamas polydamas	611	653	12,07	0,006	12,34		
Aphrissa statira statira	347	653	12,07	0,004	7,01		
Oxaea flavescens	342	653	12,07	0,004	6,91		
Agraulis vanillae maculosa	296	653	12,07	0,003	5,98		
Heraclides astyalus	141	653	12,07	0,001	2,85		
Eremnophila binodis	105	653	12,07	0,001	2,12		
Polistes versicolor	76	653	12,07	0,001	1,54		
Synoeca cyanea	74	653	12,07	0,001	1,49		
Campsomeris sp.	74	653	12,07	0,001	1,49		
Bombus brasiliensis	45	653	12,07	0,000	0,91		
Glutophrissa drusilla	16	653	12,07	0,000	0,32		
Dryadula phaetusa	13	653	12,07	0,000	0,26		
Apis mellifera	7	653	12,07	0,000	0,14		
Neocorynura sp.	7	653	12,07	0,000	0,14		
Physocephala bicolor	6	653	12,07	0,000	0,12		
Episcada hymenaea hymenaea	3	653	12,07	0,000	0,06		
Total	**4950**				**100**		
Total de plantas	**12**						

Apéndice 4. Adultos de lepidópteras capturadas

1- Adelpa malea goyama

2- Adelpha syma

3- *Agraulis vanillae maculosa*

4- Anartia jatrophae

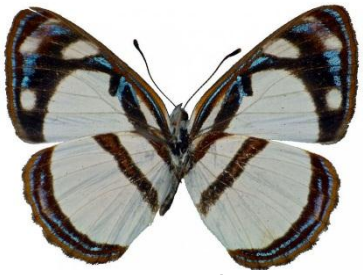
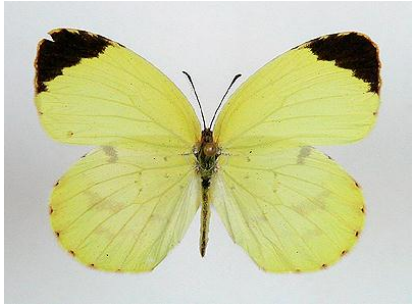
5- *Anteos menippe*

6- Aphrissa statira statira

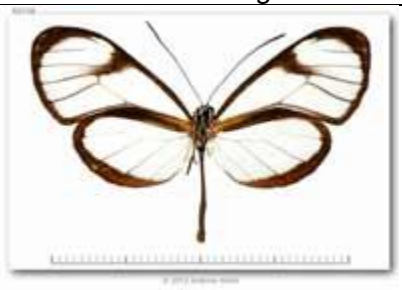
 7- Archaeoprepona amphimachus amphiktion	 *8- Archaeoprepona demophon centralis*
 9- *Ascia monuste orseis*	 10- *Battus polydamas polydamas*
 11- Battus polystictus	 *12- Bolla dorsolaciniae*
 13- Caligo illioneus	 *14- Callicore hydaspes*

15- Callicore sorana	16- *Catonephele acontius*
17- *Catonephele numilia esite*	*18- Catonephele numilia penthia*
19- Catonephele orites	*20- Chamaelimnas briola*
21- Chiomara asychis	*22- Colobura dirce dirce*

 23- *Cosmosoma sp*	24- *Danaus plexippus erippus*
 25- Diaethria eluina lidwina	 *26- Doxocopa agathina vacuna*
 27- Dryadula phaetusa	 *28- Dryas iulia alcionea*
 29- *Dynamine agacles*	 *30- Dynamine areata*

 31- *Dynamine atnemon*	 32- *Dynamine postverta*
 33- *Dynamine tithia tithia*	 34- *Episcada h. hymenaea*
 35- *Eryphanis reevesii*	 36- *Eurema deva chilensis*
 37- *Eurema deva deva*	 38- *Eurema elathea flavescens*
	 40- *Glutophrissa drusilla*

39- *Fountainea ryphea*	
 41- *Hamadryas epinome*	 42- *Hamadryas sp.*
 43- *Heliconius erato*	 44- *Heraclides astyalus*
 45- *Heraclides hectorides*	 46- *Hermeuptychia hermes*
  47- *Hypanartia lethe*	 48- *Hypothyris euclea nina*

 49- *Junonia genoveva hilaris*	 50- *Junonia* sp.
 51- *Lasaia agesilas*	 52- *Lychnuchoides ozias ozias*
 53- *Mcclungia cymo salonina*	 54- *Memphis pithyusa*
 55- *Morpho achilles achillides*	 56- *Moruus memphis*

57- *Mylon menippus*	58- *Opsiphanes invirae amplificatus*
59- *Ortilia dicoma*	60- *Pantherodes uncinaria*
61- *Pharneuptychia phares*	*62- Phoebis argante*
63- *Phoebis sennae marcellina*	64- *Polygonus leo leo*

 65- *Pyrgus oileus orcus*	 66- *Pyrisitia leuce leuce*
 67- *Rekoa stagira*	 *68- Rhabdodryas trite banski*
 69- *Riechia acraeoides*	 *70- Taygetis ypthima*
 71- *Temenis laothoe*	 *72- Vanessa braziliensis*

 73- Vanessa myrinna	 *74- Zaretis itys*
 75- Zaretis isidora	

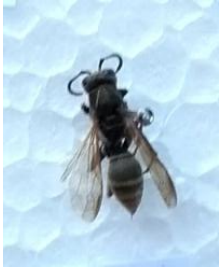
Apéndice 5. Adultos de himenópteros capturados

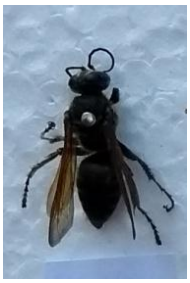
 1- Agelaia multipicta	 *2- Agelaia pallipes*
 3- Alphamenes campanulatus	 *4- Anacyphonyx* sp

 5- Ancistroceroides venustus	 *6- Anoplius sp.*
 7- Apis mellifera	 *8- Astata sp.*
 9- Augochloropsis sp.	 *10- Bombus brasiliensis*
 11- Bombus pauloensis	 *12- Brachygastra lecheguana*
 13- Campsomeris sp.	 *14- Ceratina sp.*

 15- Cerceris sp.	 *16- Compsobracon sp.*
 17- Entypus sp.	 *18- Eremnophila binodis*
 19- Eucyrtothynnus sp.	 *20- Eufriesea violácea*
 21- Exomalopsis sp.	 *22- Hoplisoides vespoides*
 23- Liris sp.	 *24- Megachile sp.*

 25- Mischocyttarus rotundicollis	 *26- Monobia angulosa*
 27- Montezuma infernalis	*28- Mydrosoma atterimum*
 29- Neocorynura sp.	 *30- Oxaea flavescens*
 31- Pachodynerus nasidens	 *32- Pachymenes novarae*
 33- Paratetrapedia leucostoma	 *33- Pepsis discolor*
 34- Pepsis festiva	

	35- Pepsis sp.
 36- Pepsis viridis	 *37- Polistes billardieri*
 *38- Polistes cinerascens*	 *39- Polistes versicolor*
 40- Polybia chrysothorax	 *41- Polybia ignobilis*
 42- Polybia sericea	 *43- Scolia rufiventris*
 44- Synoeca cyanea	 *45- Tachypompilus sp.*

 *46- Tachytes leprieurii*	 *47- Tachytes setosus*
 48- Trigona spinipes	 *49- Zethus gaudens*
 50- Zethus mimus	