

CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA



**PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSTGRADO**

**EFECTO DE HÁBITAT SOBRE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS DIURNAS EN UN
PAISAJE FRAGMENTADO DEL NORTE DE COSTA RICA**

Tesis sometida a la consideración de la Escuela de Postgrado, Programa de Educación para el desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza para optar al grado de:

Magíster Scientiae

Por:

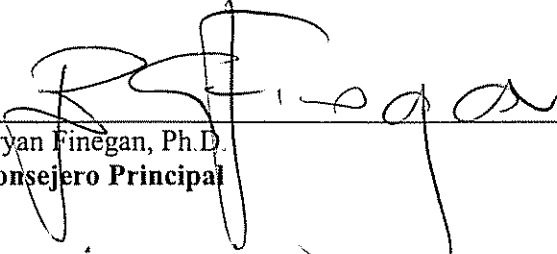
DIEGO ENRIQUE TOBAR LÓPEZ

CATIE
Turrialba, Costa Rica
2004

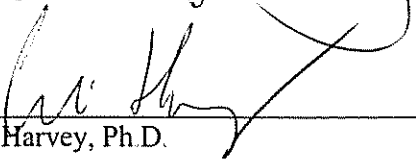
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE


FIRMANTES:



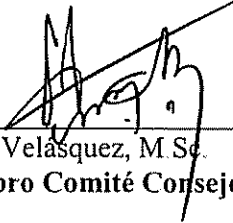
Bryan Finégan, Ph.D.
Consejero Principal



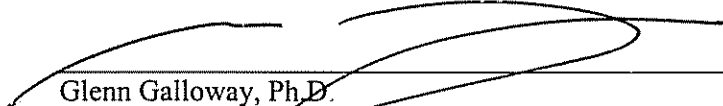
Celia Harvey, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



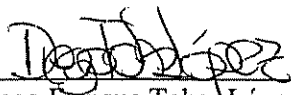
Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Sergio Velásquez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
**Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado**



Diego Enrique Tobar López
Candidato

DEDICATORIA

A mi mamá por todo su apoyo, impulsado y motivado para seguir siempre adelante tanto en la vida privada como profesionalmente

A mi familia que me ha dado el apoyo desde Colombia.

A Dios por su gran ayuda en los momentos duros que tuve en este año, gracias por dejarme vivir.

Diego.

AGRADECIMIENTOS

A COLCIENCIAS por su patrocinio para poder realizar mis estudios a nivel de maestría.

A Bryan Finegan por su disposición y enseñarme otras perspectivas de investigación, en este estudio.

A Celia Harvey por sus grandes aportes para finalizar este trabajo.

A Fernando Casanoves (Che) por su paciencia, amistad y por compartir sus conocimientos.

A Sergio Velásquez por compartir sus conocimientos y paciencia.

Al proyecto Fragment por su apoyo logístico.

A los productores de la región de Río Frío por permitirme trabajar en sus propiedades.

A mis hermanos anexarios Lalo, Edwin, Nestor, Rafael, Javier, Mario, Pavel, Nayo, Juano, Harmodio, Richy, Humberto.

A mis amigas andinas Miros, Rocio, Betty, Adriana y Samaria.

A mis parces chibchombianos Jimena, Raul, Diana, Gio, Pau, Mónica, Hanover, Angela, Shaky, Sandra M. y Lorena.

A Noel, Ypi, Stella, Tia, Cristina, Giovanny, Rafa, Tanga y José Luis por su apoyo y amistad.

GRACIAS TOTALES.
Se acabo.
Diego

BIOGRAFÍA

Nació el 11 de octubre de 1975 en Popayán, Cauca, Colombia. Sus estudios universitarios los realizó en Bogotá D.C. en la Pontificia Universidad Javeriana, se graduó como biólogo en el año 2000. Durante su carrera profesional se ha dedicado al estudio en sistemática y ecología de insectos. Trabajó como consultor ante el la empresa de Acueducto y Acantarillado de Bogotá. Luego fue investigador del Instituto Alexander von Humboldt, en el área de Colecciones Biológicas. En el año 2003 ingresa al CATIE y en diciembre de 2004 obtiene su título como *Magíster Scientiae* en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad.

INDICE DE CONTENIDO

RESUMEN.....	xii
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.2 OBJETIVOS	3
1.2.1 OBJETIVO GENERAL.....	3
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
1.3 HIPÓTESIS	3
1.4 REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
1.4.1 FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD.....	4
1.4.2 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE MARIPOSAS	6
1.4.3 DEFINICIÓN DE CORREDOR.....	7
1.4.4 IMPORTANCIA DE LOS CORREDORES EN PAISAJES FRAGMENTADOS	7
1.4.5 FUNCIONALIDAD DE CORREDORES	8
1.4.6 IMPORTANCIA DE LOS CORREDORES PARA LA CONSERVACIÓN DE MARIPOSAS.....	9
1.5 BIBLIOGRAFÍA	11
2 ARTICULO 1: DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) EN UN PAISAJE FRAGMENTADO EN EL NORTE DE COSTA RICA.	15
2.1 INTRODUCCIÓN.....	15
2.2 METODOLOGÍA.....	16
2.2.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	16
2.2.2 CARACTERIZACIÓN Y SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO EN EL PAISAJE	18
2.2.3 COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA ARBÓREA EN LOS HÁBITAT	20
2.2.4 FASE DE MUESTREO	21
2.2.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	22
2.3 RESULTADOS.....	26
2.3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN LA REGIÓN DE RÍO FRÍO	26
2.3.2 VARIACIÓN DE LA ABUNDANCIA, RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES DE MARIPOSAS ENTRE HÁBITAT.	28
2.3.3 ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES	31
2.3.4 COMPARACIÓN DE LA RIQUEZA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS DEL PAISAJE AGROPECUARIO DE RÍO FRÍO CON BOSQUE CONTINUO.....	33
2.3.5 PREFERENCIA DE HÁBITAT DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS	37
2.3.6 VARIACIÓN DE LA COMPOSICIÓN ENTRE LOS HÁBITAT	39
2.4 DISCUSIÓN.....	40
2.4.1 LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN EL PAISAJE FRAGMENTADO DE RÍO FRÍO	40
2.4.2 COMPARACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS	41

2.4.3	COMPARACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS ENTRE EL PAISAJE DE RÍO FRÍO Y BOSQUE CONTINUO	44
2.4.4	PREFERENCIA DE HÁBITAT EN EL PAISAJE DE RÍO FRÍO.....	45
2.4.5	COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS EN EL PAISAJE	46
2.5	CONCLUSIONES.....	48
2.6	BIBLIOGRAFÍA	49
3	ARTICULO 2: PREFERENCIA DE HÁBITAT Y PATRONES DE MOVIMIENTO DE DOS ESPECIES DE MARIPOSAS DIURNAS EN UN PAISAJE FRAGMENTADO AL NORTE DE COSTA RICA.....	53
3.1	INTRODUCCIÓN.....	53
3.2	METODOLOGÍA.....	54
3.2.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	54
3.2.2	CARACTERIZACIÓN Y SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO EN EL PAISAJE	56
3.2.3	FASE DE MUESTREO	58
3.2.4	ANÁLISIS ESTADISTICO	59
3.3	RESULTADOS.....	60
3.3.1	PREFERENCIA DE HÁBITAT	60
3.3.2	PATRONES DE LAS ACTIVIDADES REALIZADAS POR LAS MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS	61
3.4	DISCUSIÓN.....	63
3.5	BIBLIOGRAFÍA	68
4	ANEXOS	70

LISTA DE CUADROS

ARTICULO 1:

- Cuadro 1.** Diez especies más abundantes en los hábitat evaluados en el paisaje fragmentado de Río Frío. 18
- Cuadro 2.** Representación porcentual de cada uno de categorías de hábitat en el paisaje y tamaños promedios de parches (P) en 15931.12 ha, Río Frío, Costa Rica. 19
- Cuadro 3.** Descripción de los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío y los bosques evaluados en la región de Sarapiquí por Aguilar (1999), número de individuos capturados y riqueza de especies observadas en cada sitio de estudio. 24
- Cuadro 4.** Distribución de la riqueza y abundancia de especies de mariposas de las familias y subfamilias registradas durante el periodo de muestreo en la región de Río Frío. 26
- Cuadro 5.** Riqueza y abundancia de especies de mariposas observadas en los hábitat evaluados en Río Frío. 28
- Cuadro 6.** Número promedio de especies (S), de individuos (n) observados e índices de diversidad estimados por transectos en cada hábitat, en el paisaje de Río Frío. 29
- Cuadro 7.** Distribución de especies observadas en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío. Especies únicas registradas mediante singletones y dobletones y el número de individuos totales registrados por cada hábitat. 30
- Cuadro 8.** Comparación de los patrones de distribución de las abundancias de cada hábitat con los modelos de distribución. 31
- Cuadro 9.** Estimaciones no paramétricas y paramétricas de la riqueza total de especies de mariposas presente en cada hábitat. 32
- Cuadro 10.** Medias simuladas con los intervalos de confianza al 95% del número de especies esperadas para el bosque continuo y el paisaje de Río Frío, basadas en 1000 simulaciones. Medias son consideradas diferentes si los intervalos de confianza no se traslapan. Riqueza de especies esperada mediante el modelo Clench. 34
- Cuadro 11.** Listados de las especies de mariposas que presentaron valores altos de abundancia durante el muestreo en Río Frío y algunas especies comunes en Sarapiquí observadas pro Aguilar (1999). 36
- Cuadro 12.** Especies de mariposas que presentaron preferencia por un hábitat evaluado en Río Frío38
- Cuadro 13.** Resultado de la prueba de MONTE CARLO para el Valor indicador observado para cada especie de mariposas mediante 10000 permutaciones, entre los tres grupos de transectos obtenidos mediante el análisis de conglomerado. 40

ARTICULO 2:

Cuadro 1. Diez especies más abundantes en los hábitat evaluados en el paisaje fragmentado de Río Frío. 56

Cuadro 2. Representación porcentual de cada uno de categorías de hábitat en el paisaje y tamaños promedios de parches (P) en 15931.12 ha, Río Frío, Costa Rica. 57

Cuadro 3. Número promedio de individuos (n) observados de las dos especies de mariposas por transecto realizados en cada hábitat en el paisaje de Río Frío..... 61

LISTA DE FIGURAS

ARTICULO 1:

- Figura 1.** Mapa del uso del suelo, región de Río Frío, Costa Rica, 2004. Los recuadros amarillos indican los sitios de muestreo seleccionados para el presente estudio. 17
- Figura 2.** Esquema de la ubicación de los transectos realizados en cada uno de los hábitat evaluados en los sitio de muestreo en la región de Río Frío, Costa Rica. Línea continúa transecto establecido, línea no continúa distancia entre los transectos. 20
- Figura 3.** Distribución de la abundancia de especies de mariposas observada durante la fase de muestreo. 27
- Figura 4.** Abundancia relativa del total de individuos observados en cada hábitat. Abundancia de *Hermeuptychia hermes* (sombreado)..... 28
- Figura 5.** Curva de acumulación de especies observadas (línea continua) y Estimador de riqueza de CHAO1 (línea no continua)..... 31
- Figura 6.** Curva de acumulación de especies observadas en los hábitat evaluados (línea continua), ajustadas con la ecuación de Clench (línea no continua). 33
- Figura 7.** Curva de acumulación de especies del paisaje de Río Frío (RF) comparada con el bosque continuo (SA) (Aguilar 1999). Incluyendo los intervalos de confianza al 95%. 34
- Figura 8.** Curva de acumulación de especies de los hábitat evaluados en Río Frío comparada con el bosque continuo (Aguilar 1999). (BM1 y BM2 bosques bajo manejo forestal), BLS (Estación Biológica La Selva-OET), FR (Fragmento), BR (Bosque Ripario), PA (Pastura), CV (Cerca viva), incluyendo los interválos de confianza al 95%. 35
- Figura 9.** Dendrograma del análisis de conglomerado entre los transectos realizados en el paisaje de Río Frío, usando el método WARD, a partir de una matriz de distancias Euclidianas, y los grupos formados G1, G2, G3. 39
- Figura 10.** Riqueza de especies de mariposas en los hábitat evaluados en el paisaje agropecuario de Río frío y en bosque continuo por Aguilar (1999). BM1 y BM2 (bosques bajo manejo forestal), BLS (Estación Biológica La Selva-OET), FR (Fragmento), BR (Bosque Ripario), PA (Pastura), CV (Cerca viva)..... 43

ARTICULO 2:

- Figura 1.** Mapa del uso del suelo, región de Río Frío, Costa Rica, 2004. Los recuadros amarillos indican los sitios de muestreo seleccionados para el presente estudio. 55
- Figura 2.** Esquema de la ubicación de los transectos realizados en cada uno de los hábitat evaluados en los sitio de muestreo en la región de Río Frío, Costa Rica. Línea continúa transecto establecido, línea no continúa distancia entre los transectos..... 58
- Figura 3.** Las barras verticales son el porcentaje promedio de tiempo dedicado a cada actividad para *Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia* durante las observaciones directa de individuos (n=30 individuos/especies) en el paisaje de Río Frío..... 61
- Figura 4.** Proporción de tiempo dedicado a alimentación en *Heliconius sara* (n= 7) y para *M. polymnia* (n= 10 individuos en fragmentos, n= 16 en bosques riparios, n=2 en pastizales y n = 1 en cercas vivas) en los hábitat observados en el paisaje de Río Frío. Letras distintas en cada barra indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$, prueba de Duncan) para cada especie entre hábitat. Fr: Fragmento, BR: Bosque Ripario, PA: Pastura, CV: Cerca viva. 62
- Figura 5.** Proporción de tiempo dedicado a percha en *H. sara* (n= 10 individuos en fragmentos, n= 5 en bosques riparios, n=4 en pastizales y 2 en cercas vivas. Para *M. polymnia* (n= 5 individuos en fragmentos, n= 6 en bosques riparios, n=5 en pastizales y 4 en cercas vivas) en los hábitat observados en el paisaje de Río Frío. Letras distintas en cada barra indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$, prueba de Duncan) para cada especie entre hábitat. Fr: Fragmento, BR: Bosque Ripario, PA: Pastura, CV: Cerca viva. 62
- Figura 6.** Proporción de tiempo dedicado a desplazamiento en *H. sara* (n= 18 individuos en fragmentos, n= 9 en bosques riparios, n=14 en pastizales y 2 en cercas vivas. Para *M. polymnia* (n= 10 individuos en fragmentos, n= 15 en bosques riparios, n=16 en pastizales y 4 en cercas vivas) en los hábitat observados en el paisaje de Río Frío. Letras distintas en cada barra indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$, prueba de Duncan) para cada especie entre hábitat. Fr: Fragmento, BR: Bosque Ripario, PA: Pastura, CV: Cerca viva..... 63
- Figura 7.** Esquema de los patrones de movimiento observados de *M. polymnia* (n=30) en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío; A: Alimentación en bosque ripario (n = 16); B: Desplazamiento y percha en pastizales (n=8); C: Desplazamiento y alimentación en borde (n=6) 65
- Figura 8.** Esquema de los patrones de movimiento observado de *H. sara* (n=30) en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío. **8A.** A: Oviposición en bosque ripario (n = 4); B: Desplazamiento en pastizales (n=8); **8B.** A: sitios de percha en bosque riparios (n=8) y B: Desplazamiento y alimentación en fragmento de bosque (n=9)..... 66

TOBAR LÓPEZ, D.E. 2004. EFECTO DE HABITAT SOBRE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS DIURNAS EN UN PAISAJE ANTROPOGENICO DEL NORTE DE COSTA RICA

RESUMEN

La diversidad, riqueza, abundancia y composición de la comunidad de mariposas diurnas fue estudiada en un paisaje fragmentado al Norte de Costa Rica, donde se observaron un total de 3946 mariposas diurnas, pertenecientes a 103 especies en cuatro hábitat contrastantes (fragmentos de bosque, bosques riparios, pastizales y cercas vivas). Se evidenció que los valores más altos de diversidad, riqueza y abundancia de especies se presentaron en los fragmentos de bosque y los valores más bajos en las cercas vivas. Las especies *Hermeuptychia hermes*, *Cissia libye*, *Mechanitis polymnia*, *Heliconius sara*, *Phoebis philea* y *Dryas iulia* fueron las más abundantes y comunes en la región. El análisis de las curvas de acumulación de especies corroboró que en los hábitat boscosos (fragmentos de bosque y bosques riparios) presentaron mayor riqueza de especies debido a que estaban asociados al gran número de especies raras encontradas. Al comparar la riqueza de mariposas observada entre el paisaje fragmentado y el bosque continuo por Aguilar (1999), teniendo en cuenta que los esfuerzos de muestreo son diferentes, se evidenció que las curvas de acumulación de especies fueron muy similares. En las observaciones de movimiento de *Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia* se pudo apreciar que las actividades de desplazamientos, la alimentación y la percha lo hacían preferiblemente en los hábitat boscosos. Se concluye que en los paisajes agrícolas, los relictos de bosque y los bosques riparios son hábitat claves para mantener y conservar gran parte de la diversidad de mariposas.

Palabras claves: Abundancia de especies, bosques riparios, cercas vivas, conservación, composición de especies, Costa Rica, curvas de acumulación de especies, diversidad, fragmentación, fragmentos de bosques, hábitat, Papilionoidea, pastizales, patrones de movimiento, preferencia de hábitat, riqueza de especies.

TOBAR LÓPEZ, D.E. 2004 EFECT OF HABITAT ON THE COMMUNITY OF DIURNAL BUTTERFLIES IN A FRAGMENTED LANDSCAPE IN NORTHERN OF COSTA RICA

ABSTRACT

Diversity, richness, abundance and composition of the community of diurnal butterflies were studied in a fragmented landscape in northern of Costa Rica. A total of 3946 diurnal butterflies were observed, belonging to 103 species in four contrasting habitat: forest fragments, riparian forest, pasturelands and live fences. The study found that the highest values of diversity, richness and abundance of species were encountered in the fragments of forest and the lowest values in the live fences. *Hermeuptychia hermes*, *Cissia libye*, *Mechanitis polymnia*, *Heliconius sara*, *Phoebis philea* and *Dryas iulia* were the most abundant and common in the region. The analysis of species accumulation curves corroborated that in the forest habitat (forest fragments and riparian forest had higher values of species richness due to the fact that they were associated to the large numbers of rare species encountered. When comparing the richness of butterflies between fragmented landscape observed in the present work and the the same indicator for continuous forest found by Aguilar (1999), though the sampling efforts were different, similarity was found. Based on the observed movement of *Heliconius sara* and *Mechanitis polymnia*, the work found that the activities of movement, feeding and rest were preferably implemented in the forest habitat. In conclusion, in this agricultural landscape, fragmented forest and riparian forest are key habitat to maintain and to conserve most of the diversity of butterflies.

Key words: Species abundance, riparian forest, live fences, conservation, species composition, Costa Rica, species accumulation curve, diversity, fragmentation, fragmented forest, habitat, Papilionoidea, pastureland, movement patterns, habitat preference, species richness.

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Las regiones tropicales son las más ricas en especies, concentran un alto grado de endemismo y son más frágiles ambientalmente que los ecosistemas de las latitudes templadas (Stevens 1989, Mourelle y Ezcurra 1997). Muchos de estos ecosistemas que se presentan en el trópico tienen rangos de distribución pequeños, se encuentran asociados en condiciones ambientales restringidas (pisos altitudinales, niveles de inundación, o patrones climáticos muy particulares) y son muy vulnerables a desaparecer por la presión antrópica (deforestación, pastoreo, desertificación) que se ha ejercido durante las últimas décadas (Murcia 1995).

Una de las consecuencias de la deforestación, pastoreo y desertificación lo constituye la fragmentación del paisaje, donde estos procesos ocasionan grandes cambios en los ecosistemas naturales, como la pérdida del hábitat original, la reducción de tamaño de los relictos boscosos, el aislamiento de los parches y la exposición de los fragmentos al efecto de borde, como resultado de la transición entre el bosque y la matriz adyacente (Murcia 1995).

Estos efectos generan cambios en las condiciones físicas de los bordes de los relictos, en la temperatura, la humedad y la radiación solar que pueden incidir en la composición, la abundancia y la riqueza de especies de mariposas, debido a la reducción de plantas nutricionales y hospederas (Kremen *et al.* 1993; Kremen *et al.* 1994, Fagua *et al.* 1999). Lo que se manifiesta en la composición de lepidópteros, haciendo que ciertas especies se incrementen en la cercanía de los bordes por la aparición de mariposas asociadas a áreas perturbadas (especies generalistas) (Brown 1991, Beccaloni 1997, DeVries *et al.* 1997).

Para contrarrestar los efectos del aislamiento y fragmentación de los hábitat, se ha propuesto la implementación de corredores (elementos lineales más o menos homogéneos que difieren por ambos lados de la matriz adyacente dentro del paisaje; Forman 1995). Estos corredores hipotéticamente proporcionan conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitat naturales o modificados, aseguran el mantenimiento de la diversidad biológica, los procesos ecológicos y evolutivos (Beier y Noss 1998, Haddad 1999a, Primack *et al.* 2001). Estas funciones de los corredores dependen directamente de la composición, la estructura, el tamaño de los parches que conecta y los parámetros microclimáticos (Beier y Noss 1998, Berggren *et al.* 2002).

Algunas hipótesis indican que mediante la creación de corredores se puede prevenir la extinción de poblaciones naturales, pero existen pocos estudios que permiten evidenciar que los corredores incrementan el movimiento de especies entre parches y pueden mantener la viabilidad de las poblaciones naturales en paisajes fragmentados (Noss 1987, Dunning *et al.* 1995, Haddad 2000).

En este aspecto, se ha evidenciado un efecto positivo sobre las comunidades de mariposas, con la implementación de corredores. Sutcliffe y Thomas (1996) quienes investigaron la funcionalidad de los corredores en un área boscosa en la parte oriental de Inglaterra, observaron que las mariposas se desplazaban de manera frecuente entre parches boscosos conectados por corredores que por parches no conectados, demostrando que el 98% de los individuos marcados de *Aphantopus hyperantus* (Satyrinae) usaban los corredores y el 2% el movimiento lo hacían por la matriz adyacente. Haddad (1999a), estudiando los corredores y el efecto de la distancia en el movimiento de mariposas entre pasturas conectadas por bosque en el río Savannah California del Sur, demostró que *Euptoieta claudia* (Heliconiinae) y *Junonia coenia* (Nymphalinae) se desplazan más a menudo por franjas de bosque que conectaban dos o más áreas abiertas.

En relación con el comportamiento animal en el río Savannah Haddad (1999b) evidenció que *Phoebis sennae* (Pieridae) incrementaba las tasas de densidad poblacional por el uso de los corredores, mientras *Papilio troilus* (Papilionidae) no utilizaba los corredores y su incremento en la población estaba asociado a la disponibilidad de plantas hospederas y plantas nutricionales. Haddad (2000) observó que los corredores que conectaban los pastizales incrementaba la colonización donde se había producido la extinción local de una especie (*Junonia coenia*), a pesar que la distancia entre los pastizales era considerable. Resultados similares fueron registrados por Haddad y Baum (1999) al estudiar en la misma área dos especies de mariposas (*Junonia coenia* y *Euptoieta claudia*).

El presente estudio del efecto de hábitat sobre la comunidad de mariposas diurnas en un paisaje fragmentado en Río Frio, Sarapiquí, Heredia - Costa Rica, se realizó como una contribución al conocimiento de la ecología y la diversidad de mariposas diurnas (Papilionoidea), comparando la composición, distribución, riqueza y abundancia de especies de mariposas en diferentes tipos de hábitat (fragmentos, bosques riparios, pasturas y cercas vivas) y se determinaron los patrones de movimiento, el uso de corredores (bosques riparios y cercas vivas) de dos especies de mariposas (*Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia*) que circundan y habitan este paisaje fragmentado.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL

- Contribuir al conocimiento de la ecología y el manejo de comunidades de mariposas diurnas en un paisaje fragmentado del trópico húmedo.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar la composición, distribución, abundancia y riqueza de especies de mariposas en hábitat contrastantes (fragmentos de bosque, bosques riparios, pastura y cercas vivas).
- Comparar la comunidad de mariposas del paisaje Río Frío con un bosque continuo, usando los datos obtenidos en el estudio realizado por Aguilar (1999).
- Determinar la preferencia de hábitat y patrones de movimiento de dos especies de mariposas (*Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia*) en un paisaje fragmentado en la región de Río Frío, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.

1.3 HIPÓTESIS

- La composición, distribución, abundancia y riqueza de especies de mariposas varían entre los hábitat evaluados.
- La comunidad de mariposas del paisaje de Río Frío es diferente a la comunidad de bosque continuo.
- *Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia* utilizan preferencialmente los hábitat boscosos (fragmentos de bosque y bosques riparios) para realizar sus actividades diarias (alimentación, desplazamiento, percha y oviposición).

1.4 REVISIÓN DE LITERATURA

1.4.1 FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD

La fragmentación del hábitat es considerada como una de las causas frecuentes de cambios en la estructura espacial de la vegetación (Didham *et al.* 1996). La fragmentación, es la ruptura de un hábitat continuo que es transformado en pequeños fragmentos de hábitat aislados por una matriz usualmente inhóspita para los organismos (Forman 1995, Fahrig 1997). Los procesos de fragmentación normalmente conllevan una pérdida de hábitat que puede afectar las dinámicas poblacionales y la estructura comunitaria de los organismos asociados (Didham *et al.* 1996).

Generalmente, a medida que aumenta la fragmentación y disminuye la cantidad de hábitat remanente, las poblaciones naturales pueden reducirse por un aumento en las tasas de emigración o por la disminución en la sobrevivencia o reproducción de los individuos (Fahrig 1997, Gilbert *et al.* 1998). Las respuestas a la fragmentación son muy variables, esto es, debido a que las especies varían en su sensibilidad a los cambios físicos (alta temperatura, baja humedad), biológicos (depredadores, competidores) relacionados con el borde y/o al aislamiento ocasionado por las barreras de dispersión generadas por la nueva matriz (Murcia 1995). Otras especies son sensibles al tamaño, la forma y área del relicto de bosque, probablemente porque la proporción de hábitat de interior de bosque está en función tanto del área total como de la forma del parche, es decir, a medida que el tamaño del hábitat disminuye un porcentaje mayor del área se vuelve hábitat de borde. El mismo efecto ocurre cuando la forma del hábitat se hace más alargada. Los hábitat con formas alargadas y angostas tienen más borde que los hábitat con formas cuadradas y redondas (Primack *et al.* 2001).

Sin embargo, estos cambios en la estructura de los relictos de bosque, con respecto a la matriz presentan cambios drásticos en la dinámica poblacional de las especies y una alta vulnerabilidad a la extinción. Las especies con requerimientos más especializados de hábitat se presentan subdivididas en una red de poblaciones localmente inestables y discontinuas que interactúan entre sí. En cambio, las especies generalistas se dispersan y colonizan los nuevos hábitat creados, pueden mantener sus poblaciones estables en los fragmentos (Gilbert *et al.* 1998, Renjifo 1999, Primack *et al.* 2001). La figura 1 resume las consecuencias de la fragmentación para las poblaciones de insectos.

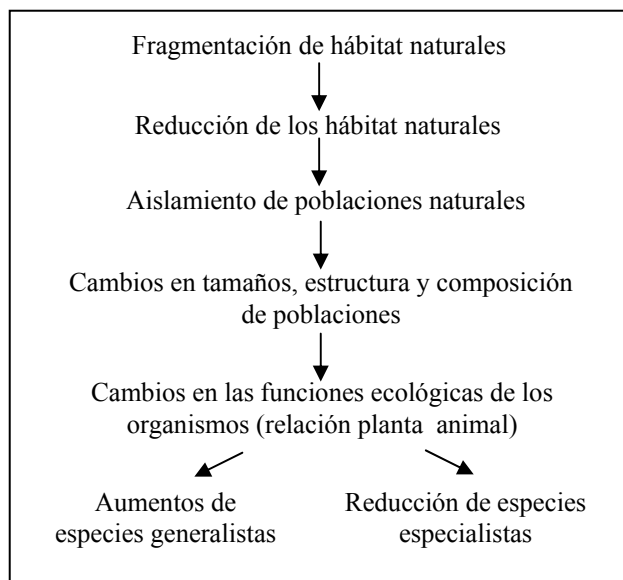


Figura 1. Consecuencias de la fragmentación de hábitat para las poblaciones de insectos.

Como consecuencia de la transformación y fragmentación de los hábitat naturales, se ha propendido por conservar la diversidad biológica, a través del establecimiento de áreas protegidas (Primack *et al.* 2001), en contraste con las zonas de paisajes rurales que se han convertido en un mosaico de sistemas productivos y hábitat naturales remanentes, debiéndose indicar que en algunas regiones, estos paisajes son considerados como única alternativa de conservación para un gran número de especies y de ecosistemas. Por tanto la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad en paisajes rurales son fundamentales y se convierten en una estrategia integral de conservación de la bioversidad (Berggren *et al.* 2002, Ouin y Nurel 2002).

Para cumplir el cometido de la conservación de la biodiversidad, es viable el implemento de los corredores biológicos, como una medida para reducir el aislamiento y mantener las poblaciones de fauna y flora en paisajes fragmentados. Sin embargo, los corredores biológicos pueden ser para unas especies un hábitat y como corredores de movimiento para otras especies, estas funciones de los corredores van a depender si ellos pueden mantener poblaciones residentes o si un individuo se mueve de un lugar a otro a través de ellos (Bennett *et al.* 1994).

Esta estrategia ha surgido mediante la observación teórica y empírica que demostró, que el intercambio de individuos entre poblaciones puede aumentar la persistencia local y regional de las poblaciones biológicas, especialmente para poblaciones pequeñas y aisladas (Hill, 1995; Sutcliffe y Thomas, 1996). De otra parte, la conectividad puede comprender una valiosa cantidad de nichos disponibles para la vida silvestre, pueden jugar un papel importante en el mantenimiento de la diversidad biológica y la

continuidad de los procesos ecológicos alterados o modificados, por las actividades antrópicas. A pesar de esto, la conectividad no se logra sólo con conexión física entre parches de hábitat continuos, va más allá. La conectividad está dada más bien por una gama de configuraciones de hábitat o mosaicos que pueden incluso estar físicamente separados (Berggren *et al.* 2002).

1.4.2 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE MARIPOSAS

Consideradas las mariposas diurnas como uno de los grupos más abundantes y diversificados en los bosques tropicales, su estudio en los aspectos de la diversidad, la abundancia, la composición y la riqueza de especies puede evidenciar respuestas interpretables a los procesos de fragmentación de los bosques naturales, en los cuales, la diversidad de hábitat es presumiblemente mayor que en un bosque no perturbado (DeVries *et al.* 1997, Aguilar 1999).

Existen varios estudios que reportan disminuciones en la diversidad y la riqueza de especies de mariposas, posterior a la fragmentación. En Costa Rica, Daily y Ehrlich (1995) determinaron que la fragmentación del bosque empobrece la fauna de lepidópteros, mientras que Hill *et al.* (1995) apreciaron la disminución de la riqueza y la diversidad de esta comunidad, posterior al aprovechamiento forestal. Consideran que la mayor riqueza y diversidad de especies del bosque sin alterar, se debe a la complejidad estructural y la riqueza florística de estos hábitat. Lo anterior por cuanto, la existencia de algunas especies de mariposas asociadas al interior del bosque, pueden depender exclusivamente de ciertas plantas hospederas que se encuentran en el mismo relicto.

En este sentido, existen investigaciones como en Indonesia, Spitzer *et al.* (1997) cuando manifiestan que observaron algunas especies del sotobosque, que no podían migrar utilizando áreas abiertas e iluminadas, debido a los cambios microclimáticos causados por la alteración del bosque, tales como el aumento en la intensidad lumínica, penetración del viento y fluctuación de humedad y temperatura del aire porque tienen efectos adversos en las especies del interior del bosque. (Daily y Ehrlich 1995).

Contrariamente, a los anteriores estudios surgen otros, que plantean sobre el aumento de la riqueza y diversidad de especies de lepidópteros posterior a la fragmentación del bosque, como es el estudio realizado en Brasil, Lovejoy *et al.* (1986) quienes concluyeron, que los mayores niveles de luz causados por las perturbaciones, son la causa de la reestructuración de la comunidad de mariposas en las cercanías de los bordes del bosque, lo cual conlleva al incremento de especies pioneras en la sucesión vegetal, así como el aumento de recursos alimenticios para esta comunidad. Corrobora lo anterior, el estudio

realizado en Madagascar por Kremen (1994) cuando advierte que las áreas de mayor diversidad floral y de mariposas corresponden con los sitios más soleados y alterados.

En igual sentido, se realizó un estudio en Costa Rica, Aguilar (1999) encontró que la riqueza de especies de mariposas en bosques aprovechados, tendía a ser mayor que la del bosque no perturbado y que su incremento se debía a la aparición de especies de áreas abiertas, perturbadas y dosel. Este y otros estudios, apoyan la hipótesis que el bosque alterado brinda un mosaico de microhábitat, atrayendo a especies de mariposas del borde del bosque, dosel del bosque y áreas abiertas, por cuanto prefieren áreas de bosque con una mayor intensidad lumínica, así como la aparición de especies pioneras (Lovejoy *et al.* 1986, Hill *et al.* 1995).

1.4.3 DEFINICIÓN DE CORREDOR

Se han definido los corredores, como elementos lineales más o menos homogéneos, que difieren por ambos lados de la matriz circundante que conecta dos o más fragmentos de hábitat, manteniendo la viabilidad de las poblaciones de fauna silvestre entre los relictos de bosque (Beier y Noss 1998). El principal objetivo de los corredores es facilitar el desplazamiento de individuos de distintas especies entre uno y otro fragmento, así como el permitir la conectividad dentro de paisajes fragmentados reduciendo el riesgo de extinción de las especies locales (Berggren *et al.* 2002).

El uso de los corredores por la fauna silvestre, puede variar dependiendo de la clase de vegetación, la localización espacial, geográfica, el tamaño y el área del corredor, estos factores pueden influir entre las especies e inclusive dentro de la misma especie dependiendo de la edad y el sexo (Downes *et al.* 1997).

1.4.4 IMPORTANCIA DE LOS CORREDORES EN PAISAJES FRAGMENTADOS

La importancia de la conservación de los corredores para la fauna y la flora, han sido evaluados en pocos estudios. Sin embargo, se tiene una fuerte evidencia para sugerir que los corredores son una medida suplementaria para la conservación y deben estar acompañados con otras medidas como la ampliación de áreas en parques naturales, regulación de las legislaciones ambientales, manejo adaptativo en zonas agropecuarias y forestales adyacentes a las áreas naturales (CCAD-PNUD/GEF 2002, MacDonald 2003), mantenimiento o restauración de estructuras que favorezcan conexiones a través del paisaje mediante el uso de cercas vivas y protegiendo bosques riparios (Harvey y Haber 1999).

Es importante destacar que los bosques de galería, se encuentran a lo largo de arroyos, quebradas y ríos, proveen gran diversidad de nichos ecológicos, son vitales durante la época seca ya que constituyen la única fuente de follaje, agua disponible, de plantas con frutos carnosos y flores como recursos alimenticios para una gran variedad de especies con hábitos frugívoros y nectarívoros (Marcot *et al.* 2000).

A su vez, las cercas vivas y cortinas rompevientos, son hábitat creados por el hombre que pueden ser transformados por los procesos de sucesión natural. La conectividad provista por una serie de cercas vivas, que forman elaboradas redes de cobertura arborea a lo largo de los paisajes rurales, podría ser de gran importancia para los patrones de movimientos de animales entre relictos de bosque (Burel *et al.* 1995). Por lo tanto, este tipo de hábitat, puede servir como corredor en paisajes fragmentados y ser ambiente propicio para el mantenimiento de especies de fauna y flora silvestre (Baudry *et al.* 2000). También pueden funcionar como zonas de refugio, como nichos ecológicos o como medios para trasladarse de un lugar a otro, como parece ser el caso para insectos (Haddad *et al.* 2003), para algunos mamíferos pequeños y para ciertas especies de aves (Bennett 1990, Harvey y Harber 1999).

1.4.5 FUNCIONALIDAD DE CORREDORES

Varios autores han debatido acerca de la funcionalidad, beneficios, costos y desventajas de los corredores como estrategia de conservación de la biodiversidad, debido a que no se conocen la gran mayoría de las especies que se pueden beneficiar por la implementación de los corredores. Otros estudios han confirmado que los corredores, ayudan a incrementar o mantener estable la riqueza y la diversidad de especies, los tamaños poblacionales, a disminuir las tasas de extinción, el mantenimiento del flujo génico, aumentar las tasas de desplazamiento entre parches, proveer hábitat de protección contra predadores y hábitat para el establecimientos de poblaciones de insectos, aves y mamíferos (Noss 1987, Dunning *et al.* 1995, Haas 1995, Sutcliffe y Thomas 1996, Rosenberg *et al.* 1997, Hamer *et al.* 1997, Beier y Noss 1998, Gonzalez *et al.* 1998, Aars y Ims 1999, Haddad 1999a, Haddad y Baum 1999, Mech y Hallett 2001, Haddad *et al.* 2003). Además, se tiene que otros autores no han evidenciado un efecto de corredor sobre poblaciones de medianos y pequeños mamíferos e insectos (Bowne *et al.* 1999, Collinge 2000, Danielson y Hubbard 2000).

El beneficio potencial que se lograría con la creación de los corredores, puede estar relacionado con la capacidad de carga de los relictos de bosque que se encuentren conectados y de la habilidad que

presenten las especies para colonizar nuevos hábitat en otras áreas (Hudgens y Haddad 2003). En este aspecto, obran estudios que se han enfocado con una especie o grupos de especies que están relacionados taxonómicamente (Rosenberg *et al.* 1997, Beier y Noss 1998) han evidenciado incremento en las tasas de movimiento, por la implementación de los corredores para aves, mamíferos pequeños y mariposas (Haas 1995, Sutcliffe y Thomas 1996, Haddad 1999b).

No obstante, Hudgens y Haddad (2003) plantearon que es más beneficioso la implementación de corredores, porque puede aumentarse la tasa de migración de individuos por este hábitat que por la matriz adyacente, de igual manera, indican que cuando los fragmentos de bosque se encuentran separados por grandes distancias, los corredores se hacen necesarios para la colonización de nuevos hábitat, y puede constituirse en un mecanismo para la inmigración y para ayudar a recuperar poblaciones de crecimiento lento las cuales son más susceptibles a la extinción (Hill *et al.* 2002). Otros estudios, han evidenciado que los corredores no incrementan las tasas de movimiento y/o tamaños poblacionales, por el contrario pueden facilitar la transmisión y dispersión de enfermedades, plagas, especies invasoras y exóticas, reducir la variabilidad genética, aumentar el riesgo del fuego, e incrementar las tasas de predación y/o cacería (Haddad 1999b, Bowne *et al.* 1999).

1.4.6 IMPORTANCIA DE LOS CORREDORES PARA LA CONSERVACIÓN DE MARIPOSAS

Las comunidades de mariposas presentan una respuesta a los factores físicos del hábitat como la topografía, la estratificación vertical y horizontal del bosque, claros del bosque, bordes, urbanizaciones y perturbaciones del hábitat, los cuales inciden en su riqueza, abundancia y composición (Raguso y Llorente 1991, Brown 1991, Kremen 1993, Hill 1995, Becaloni y Gaston 1995, DeVries *et al.* 1997).

Cuando se modifica un paisaje, la implementación de corredores es beneficioso para especies que presentan tasas de crecimiento poblacional alta y con baja supervivencia en la matriz aledaña, porque se esperaría que éstas fueran las primeras en beneficiarse, ya que se pueden recuperar rápidamente y recolonizar otros lugares (Hudgens y Haddad 2003). Esto sugiere, que a corto plazo los corredores pueden ser útiles a especies pioneras, para colonizar nuevos hábitat, como es el caso de la mariposa *Melitaea cinxia* (Simberloff *et al.* 1992).

Sin embargo, algunos estudios enfocados a determinar el efecto de los corredores en el desplazamiento animal entre parches (Beier y Noss 1998; Haddad *et al.* 2003), no han reportado si los corredores

ofrecen los beneficios potenciales para aumentar las tasas de migración entre parches, ni tampoco, el sustentar que el movimiento a través de la matriz predominante en un paisaje, es más bajo que los que se realizan por intermedio de los corredores y pueden influenciar en el aumento de las tasas de crecimiento poblacional de las especies únicamente por migración.

Frente a ésta hipótesis, se tiene lo expuesto por Sutcliffe y Thomas (1996) en su estudio con mariposas en paisajes antropogénicos en Inglaterra, observaron que el 2% de las migraciones de la mariposa *Aphantopus hyperantus* (Satyrinae: Nymphalidae) lo realizaban a través de la matriz circundante, mientras que el 98% de las veces lo realizaban por los corredores. De manera similar, Downes *et al.* (1997) en el sudeste australiano compararon la abundancia y diversidad de mamíferos arbóreos, entre áreas de bosque de eucalipto, dos tipos de corredores y pastizales, registraron una densidad mayor de mamíferos en los corredores por cuanto proveen un hábitat importante para el movimiento y mantenimiento de estas especies que en los pastizales donde se registraron en baja densidad.

Haddad (1999a) estudiando el efecto de los corredores en poblaciones de las especies *Junonia coenia* (Nymphalinae: Nymphalidae) y *Euptoieta claudia* (Heliconiinae: Nymphalidae) en el Río Savannah (Sur de Carolina), evidenció que las tasas de movimiento y la abundancia fue más alta en claros de bosque conectados por corredores, que los claros aislados. Para Ricketts (2001) en un estudio de movimiento de mariposas con diferentes tipos de matrices, en Copper Creek Valley-Colorado, mostró tasas de movimiento diferentes de las mariposas estudiadas; la tribu Lycaenini aumentó en el tamaño poblacional y sus migraciones cuando la matriz circundante era de pino y sauces; con Pierinae y Melitaeini, Polyommataini y Satyrinae, se beneficiaron únicamente con los corredores de pino, mientras que el corredor de sauce fue una barrera para el desplazamiento de estos grupos.

También fue considerado por Ries y Debinski (2001), que los corredores pueden actuar como una barrera para la migración animal, trabajando con dos especies de mariposas *Speyeria idalia* (Heliconiinae: Nymphalidae) y *Danaus plexippus* (Danainae: Nymphalidae), en praderas con diferentes tipos de bordes en Iowa central. Los cuatro tipos del borde estudiados eran cultivos, caminos, pasturas y cercas vivas, encontraron que los cultivos y pasturas fueron una barrera para los desplazamientos de *S. idalia* entre parches. Con *D. plexippus* en las barreras evaluadas, las cercas vivas fue el único borde que aumentó las tasas de migraciones, evidenciando que los tipos de estructuras del paisaje sobre un hábitat en especial puede influir en la distribución espacial de las mariposas en un paisaje fragmentado, bien sea contribuyendo a migraciones entre parches o restringiéndolas a ciertos lugares, donde los bordes del hábitat pueden ser una barrera para su desplazamiento.

Aunque los estudios de los corredores han dado respuestas positivas y/o negativas para facilitar la dispersión de individuos, pueden ayudar a la conservación a diferentes escalas del paisaje, a mantener poblaciones de especies que sufren altas tasas de mortalidad, cuando realizan la dispersión por la matriz (Tischendorf y Wissel 1997). Incluso pueden servir de hábitat para especies que están ligadas a las primeras etapas de la sucesión vegetal como especies de la subfamilia Satyrinae, *Oressinoma typhla* y *Hermeuptychia hermes* y mariposas de la familia Nymphalidae, *Anarthia amathea* y *A. jatrophae* (Andrade-C 1994).

1.5 BIBLIOGRAFÍA

- Aars, J. y Ims, R.A. 1999. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. *Ecology* 80:1648–1655.
- Aguilar Amuchastegui, N. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: Caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis de Maestría. CATIE - Escuela de Posgrado, Turrialba- Costa Rica. 80 p.
- Andrade-C, M.G. 1994. Estudio de conservación y biodiversidad de las mariposas en dos zonas de bosque primarios y secundarios en Colombia. *Rev. SHILAP* 22(86): 147-181
- Baudry, J.H.; Bunce, R.G. y Burel, F. 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*. 60: 7-22.
- Beccaloni, G.W. 1997. Vertical stratification of Ithomiinae butterfly (Nymphalidae:Ithomiinae) mimicry complexes: the relationship between adult flight height and the larval host-plant height. *Biological journal of the Linnean Society* 63: 313 -341
- Beier, P. y Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Berggren, A.; Birath, B. y Kindvall, O. 2002. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behaviour, movement rates, and movement angle in Roesel's Bush-Cricket (*Metroptera roeseli*). *Conservation Biology*. 16(6): 1562-1569.
- Bowne, D.R.; Peles, J.D. y Barrett, G.W. 1999. Effects of landscape spatial structure on movement patterns of the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*). *Landscape Ecology* 14:53–65.
- Brown, K.S. 1991. The conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: N.M. Collins & J.A.Thomas (eds). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press: 449-504
- Burel, F. y Baudry, J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55: 193-200.
- CCAD-PNUD/GEF, 2002. Proyecto Para La Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. una plataforma para el desarrollo sostenible regional/ Proyecto para la consolidación del

Corredor Biológico Mesoamericano. Serie Técnica No. 01 Managua: Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano. 24p.

- Collinge, S.K. 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology* 81:2211–2226.
- Daily, G. y Ehrlich, P.R. 1995. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. *Biodiversity and Conservation* 4: 35-55.
- Danielson, B.J. y Hubbard, M.W. 2000. The influence of corridors on the movement behavior of individual *Peromyscus polionotus* in experimental landscapes. *Landscape Ecology* 15:323–331.
- DeVries, P.J.; Murray, D. y Lande, R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterflies community in a Ecuadorian Forest. *Biological Journal of Linnean Society*. 62: 343-364
- Didham, R. J.; Ghazuol, N. y Stork, A.D. 1996. Insects in fragmented forest: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11(6):255-260.
- Downes, S. J.; Handasyde, K.A. y Elgar, M. A. 1997. The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. *Conservation Biology* 11(2):718–726.
- Dunning, J.B., Borgella, Clements, R.K. and Meffe, .G.K. 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9 (3): 542–550.
- Fagua, G.; Amarillo, A. y Andrade-C, M.G. 1999. Mariposas (Lepidoptera) como bioindicadores del grado de intervención en la cuenca del río Pato (Caquetá). En M.G. Andrade, G. Amat y F. Fernandez (eds) *Insectos de Colombia, Estudios Escogidos*. Colección Jorge Alvarez Lleras 13: 285-315. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bogotá.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. New York. 631 pp.
- Gilbert, F.; González, A. y Evans-Freke, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265: 577-582.
- Gonzalez, A.; Lawton, J.H.; Gilbert, F.S.; Blackburn, T.M. and Evans-Freke, I. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science* 281: 2045–2047.
- Haas, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9:845–854.
- Haddad, N.M.; Bowne, D.R.; Cunningham, A.A.; Danielson, B. J.; Levey, D. J.; Sargent. S. y Spira, T. 2003. Corridor use by diverse Taxa. *Ecology*, 84(3):609–615.
- Haddad, N. M. 1999a. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 153 (2): 215-227.

- Haddad, N. M. 1999b. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. *American Naturalist* 153:215–227.
- Haddad, N. M., y Baum, K. A. 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications* 9:623–633.
- Haddad, N.M. 2000. Corridor Length and patch colonization by a butterfly *Junonia coenia*. *Conservation Biology*. 14(3): 738-745.
- Hamer, K.C., Hill, J.K., Lace, L.A., and Langans, A.M. 1997. Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography* 24: 67-75.
- Harvey, C. y Haber, W.A. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica Pastures. *Agroforestry Systems* 44 (1): 37-68.
- Hill, C.J. 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insect. *Conservation Biology* 9(6): 1559-1566.
- Hill, J.K., Hamer, K.C., Lace, L.A. and Banham, W.M.T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology* 32: 754-760.
- Hill, M.F.; Hastings, A. y Botsford. L. W., 2002. The effects of small dispersal rates on extinction times in structured metapopulation models. *American Naturalist* 160:389–402.
- Hudgens, B.R. y Haddad, N.M. 2003. Predicting Which Species Will Benefit from Corridors in Fragmented Landscapes from Population Growth Models. *The American Naturalist* 161(5): 808-820.
- Kremen, C., Colwell, R. Erwin, T. Murphy, D. Noss R. & Sanjayan, M. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7(4)796-808
- Kremen, C. Merenlender A. & Murphy, D. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropic. *Conservation Biology* 8(2)388-397
- Kremen, D. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological applications* 4(3):407-422.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown, K.S., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. and Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Ed. by Soule, M. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland MA.
- MacDonald, M. A. 2003. The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. *Tasforests*. 14: 41-52.
- Marcot, B. G., Rumiz, D. I. y Fredericksen, T. S. 2000. Definición de redes de áreas protegidas forestales: un manual para la delimitación de áreas protegidas forestales en los bosques manejados de las tierras bajas de Bolivia. Documento Técnico No. 87. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. 27 pp. En línea: <http://www.spiritone.com/~brucem/bolforhandbook.pdf>

- Mech, S.G. y Hallett, J.G. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. *Conservation Biology* 15(3):467–474.
- Mourelle, C. y Ezcurra, E. 1997. Rapoport's rule: A comparative analysis between South and North American columnar cacti. *The American Naturalist* 150(1):131-142.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservations. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Noss, R.F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1: 159-64.
- Ouin, A. y Burel, F. 2002. Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 1930: 1-9.
- Primack, R.; Rozzi, R y Feisinger, P. 2001. Diseño de áreas protegidas. En: Primack, R; Rozzi, R; Feisinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. México, D.F. Fondo de Cultura Económica. p. 477-496.
- Raguso, R.A. y Llorente-Bousquets, J. 1991. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtla Mts., Vera Cruz, Mexico, revisited: species-richness and habitat disturbance. *Journal of Research on the Lepidoptera* 29 (1-2): 105-133
- Renjifo, L.M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13: 1124-1139.
- Ricketts, T. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *American Naturalist* 158:87–99.
- Ries, L. y Debinski, D.M. 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of central Iowa. *Journal of Animal Ecology* 70:840–852.
- Rosenberg, D.K.; Noon, B.R. y Meslow, E.C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficiency. *BioScience* 47(10): 677–687.
- Simberloff, D.; Farr, J.A.; Cox, J. y Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology* 6(3):493–504.
- Spitzer, K., J. Jaros, J. Havelka, and Leps, J. 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* 80: 9-15.
- Stevens, G.C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: How so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist*. 133:240-256.
- Sutcliffe, O.L. y Thomas, C.D. 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology* 10(5):1359–1365.
- Tischendorf, L. y Wissel, C. 1997. Corredors as conduits for smalls animals: attainable distance depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. *Oikos*: 29 603-611.

2 ARTICULO 1: DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) EN UN PAISAJE FRAGMENTADO EN EL NORTE DE COSTA RICA.

2.1 INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de la transformación de los bosques naturales a otros tipos de ecosistemas, principalmente en áreas agrícolas y ganaderas, se ha afectado el tamaño y la distribución de los relictos de bosque. El resultado es un paisaje con parches de bosque aislados de distintos tamaños y formas, con transiciones abruptas entre tipos de hábitat (bosque-pastizal) (Murcia 1995). Esta transformación del paisaje hacia pastizales, ha tenido efectos negativos significativos sobre la comunidad de mariposas y otros insectos reduciendo la diversidad de especies, interrumpiendo procesos ecológicos y modificando su composición (Daily y Ehrlich 1996, Gibbs y Stanton 2001). Estos efectos producen alteraciones en la composición, abundancia y riqueza de especies de mariposas, las cuales, se caracterizan por ser sensibles a los cambios de temperatura, humedad, radiación solar, cambios en las condiciones físicas cercanas al borde del bosque y a la reducción de plantas hospederas y alimenticias (Kremen *et al.* 1993; Kremen *et al.* 1994, Daily y Erlich 1996) ya que pueden afectar las interacciones en que los lepidópteros participan como, por ejemplo, en la herbivoría y polinización.

Frente a esta problemática y tendiente a contrarrestar los efectos del aislamiento y fragmentación de los hábitat, se ha recomendado que la vegetación remanente en los paisajes fragmentados, como los relictos de bosque, bosques riparios, árboles dispersos en potreros y árboles plantados (cercas vivas, cortinas rompevientos), pueden jugar un papel importante para ayudar al mantenimiento de los procesos ecológicos y la diversidad biológica, ya que pueden proporcionar refugios, sitios de descanso, percha, alimentación para las mariposas. De igual manera, pueden servir de corredores biológicos para algunas especies en este tipo de paisaje. (Hill 1995, Beier y Noss 1998, Haddad 1999, Primack *et al.* 2001). También, se tiene evidencia que la fragmentación del bosque puede aumentar la riqueza y la diversidad de especies de lepidópteros, posterior a la fragmentación, debido a que el bosque alterado brinda un mosaico de microhábitat, atrayendo a especies de mariposas del borde, del dosel del bosque y áreas abiertas, por cuanto prefieren sitios con una mayor intensidad lumínica, así como la aparición de especies pioneras (Kremen 1994, Hill *et al.* 1995, Brown y Hutching 1997, Aguilar 1999).

Pese a lo anterior, algunos autores han considerado, que la fragmentación del bosque y el aprovechamiento forestal reducen la diversidad y la riqueza de mariposas (Hill *et al.* 1995, Daily y Ehrlich 1996). Lo cual es coadyuvado por otros estudios que han evidenciado, que las especies de mariposas no pueden desplazarse por las áreas abiertas y con alta intensidad lumínica ocasionada por las alteraciones en el bosque, debido a que los cambios microclimáticos causados por la alteración y

fragmentación del bosque, tales como intensidad lumínica, penetración del viento, fluctuación de humedad y temperatura del aire, hacen que las poblaciones de estas especies se disminuyan y se limite su rango de desplazamiento (Daily y Ehrlich 1996, Spitzer *et al.* 1997).

El presente estudio de lepidopterofauna tuvo como propósito caracterizar la composición, diversidad, abundancia y riqueza de especies de mariposas presentes en un paisaje fragmentado en la región de Río Frio, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica y comparar cuatro tipos diferentes de habitat contrastantes dentro del paisaje (fragmentos de bosque, pasturas con árboles dispersos, cercas vivas y bosques riparios). Lo anterior atendiendo que la comunidad de mariposas es uno de los grupos de insectos mejor conocidos, por lo cual puede tomarse como modelo para investigaciones ecológicas y como organismos indicadores de condiciones de perturbación en varios hábitat, donde la conservación se torna cada vez más difícil, debido a que la distribución de las poblaciones de mariposas, está afectada por una serie de factores ecológicos complejos que la limitan, entre los que se cuenta la vegetación atendiendo, que entre sus elementos florísticos se encuentran los recursos nutricionales de la fase larval y adulta (Ehrlich 1984).

2.2 METODOLOGÍA

2.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en la localidad de Río Frio, ubicada en el Cantón de Sarapiquí, en la Provincia de Heredia, perteneciente al sector norte de la región Atlántica de Costa Rica (Figura 1). Geográficamente se encuentra entre las coordenadas 10° 36' 05" y 10° 34' 03" N y 84° 04' 55" y 84° 06' 06" E, con una extensión aproximada de 16000 ha., donde tiene presencia el proyecto FRAGMENT (*Desarrollo de Métodos y Modelos de valoración de Impactos de Árboles en la Productividad de Fincas y Biodiversidad Regional en Paisajes Fragmentados*). La topografía varía desde plana hasta inclinada con pendientes que oscilan entre 0 y 15%, predominando las pendientes del 15%. La región se encuentra a una elevación que varía entre los 100 y 300 m.s.n.m. La precipitación media anual es de 4120 mm., con 4 meses (enero, febrero, marzo y abril) en los que se registra una marcada disminución de la precipitación. La humedad relativa promedio anual es del 88%, la temperatura promedio anual es de 25.4 ° C con poca variación durante el día. La zona de vida corresponde a un bosque muy húmedo tropical (Herrera y Jansen 1994).

La actividad predominante en Río Frio está constituida por la producción pecuaria (leche, carne, doble propósito), el paisaje se encuentra conformado por una matriz de pasturas, con cercas vivas compuestas principalmente, por Poró (*Erythrina costarricensis*) y Madero negro (*Gliricidia sepium*), presentan una

longitud total promedio por finca de 1.5 ± 1.4 km., con variaciones entre 0 y 2.5 km (Villacís 2003), usualmente, los árboles presentes en las cercas vivas, son podados con una frecuencia de una a cuatro veces por año (Villacís 2003), la altura está entre 1.5 – 2.5 m (observaciones personales).

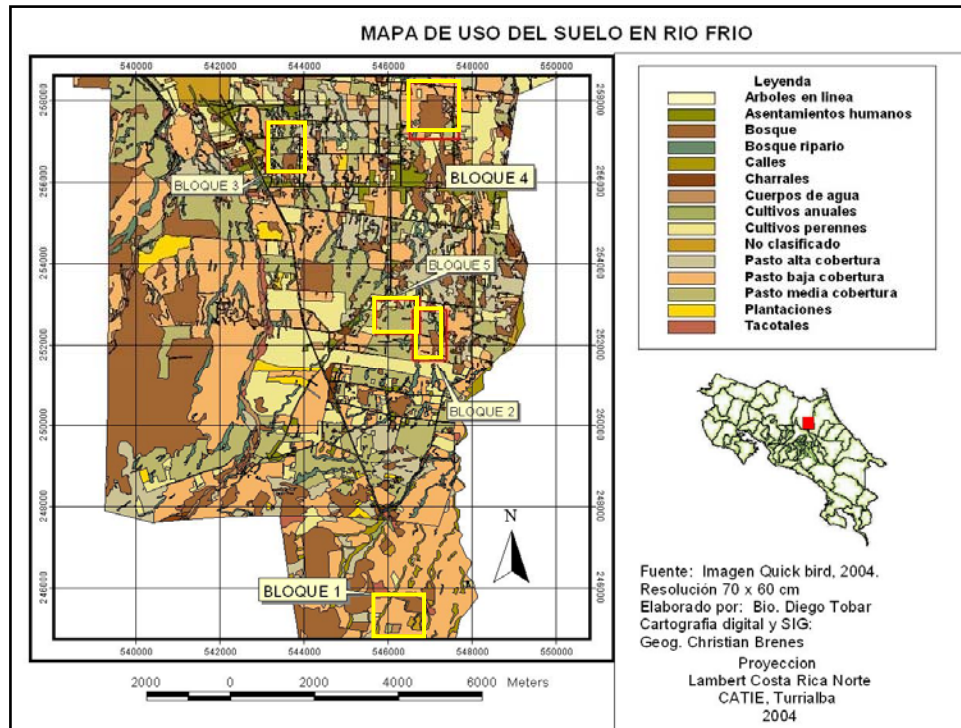


Figura 1. Mapa del uso del suelo, región de Río Frío, Costa Rica, 2004. Los recuadros amarillos indican los sitios de muestreo seleccionados para el presente estudio.

Un estudio preliminar de la diversidad de especies arbóreas en el paisaje, identificó 145 especies pertenecientes a 46 familias (Chacón 2003). En cuanto a la distribución de la riqueza de especies en los fragmentos de bosque se registraron 90; en los bosques riparios 91 y en los pastizales 30 (Chacón 2003). Evidenció como especies de árboles más comunes *Pentaclethra maculosa*, *Stryphnodendron microstachyum* y *Goethalsia meiantha*. Los fragmentos de bosque y los bosques riparios fueron similares en cuanto a la composición, riqueza y diversidad de especies arbóreas y en los pastizales menos diversos que los hábitat boscosos (Chacón 2003). Todos los fragmentos de bosque muestreados en el presente estudio, evidenciaron considerables disturbios ocasionados principalmente por la extracción de madera o frutos, así como el ingreso del ganado al bosque. Las áreas de bosques riparios presentaron poca vegetación herbácea, debido a las aplicaciones de herbicidas en la cercanía a los potreros (Observaciones personales).

De igual manera se evidenció en las cercas vivas los siguientes árboles dominantes *Erythrina* sp. (Poró), *Gliricidia sepium* (Madero negro) y *Psidium guajava* (Guayaba); en los fragmentos de bosque, bosques

riparios y pastizales, las especies predominantes *Carapa guianensis* (Cedro Macho) *Vitex cooperi* (Manu Platano) *Zanthoxylum* sp. (Lagartillo) *Hyeronima alchorneoides* (Pilón). Las especies comunes en los cuatro hábitat evaluados *Pentaclethra macroloba* (Gavilán), *Cordia alliodora* (Laurel), la abundancia y su distribución, se aprecia en el Cuadro 1. El resto de especies se relacionan en el Anexo 1.

Cuadro 1. Diez especies más abundantes en los hábitat evaluados en el paisaje fragmentado de Río Frío.

Especie	Abundancia absoluta	Abundancia Relativa	Hábitat
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Gavilan)	453	23.79	Fragmentos, bosques riparios, cercas vivas y pasturas,
<i>Cordia alliodora</i> (Laurel)	145	7.62	Fragmentos, bosques riparios, cercas vivas y pasturas,
<i>Erythrina</i> sp. (Poró)	143	7.51	Cercas vivas, pasturas
<i>Vitex cooperi</i> (Manu Platano)	81	4.25	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Carapa guianensis</i> (Cedro Macho)	79	4.15	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Minuartia guianensis</i> (Manu Negro)	66	3.47	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Psidium guajava</i> (Guayaba)	58	3.05	Cercas vivas, pasturas
<i>Zanthoxylum</i> sp. (Lagartillo)	50	2.63	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Pilon)	44	2.31	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Iriarteia deltoidea</i> (Palmito dulce)	44	2.31	Fragmentos y pasturas

En los fragmentos de bosque y bosques riparios en el sotobosque y en el estrato herbáceo se observó la dominancia de las especies *Faramea eurycarpa* (Rubiaceae), *Solanum* sp., *Solanum rugosum* (Solanaceae), *Lantana camara* (Verbenaceae), *Taraxacum officinale*, *Melopodium* sp., *Bidens pilosa* (Asteraceae), *Rhynchospora nervosa* (Cyperaceae), *Arachis pintoii* (Fabaceae), *Morus alba* (Moraceae), *Urea* sp. (Urticaceae), *Passiflora* sp. (Pasiflorácea), así mismo figuran especies de Pteridofitos, Araceae y Melastomataceae. *Asclepias* sp. (Asclepiadaceae) fue observada contigua a las cercas vivas.

2.2.2 CARACTERIZACIÓN Y SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO EN EL PAISAJE

Para la caracterización del paisaje fragmentado de Río Frío, respecto de su cobertura arbórea y los diferentes usos del suelo, se tuvieron en cuenta las interpretaciones efectuadas en una fotografía aérea de 1998 (Proyecto Terra, escala 1:40000) realizada por Chacón (2003) y la interpretación de una imagen satelital (Quickbird año 2004) efectuada por el Geog. Christian Brenes en CATIE, a una escala 1:5000 (Figura 1). La región se caracteriza por la presencia de 13 tipos diferentes de uso del suelo, principalmente por pasturas de diversa cobertura arbórea, fragmentos de bosque denso, bosques riparios y cultivos perennes principalmente de palmito (Cuadro 2).

Cuadro 2. Representación porcentual de cada uno de categorías de hábitat en el paisaje y tamaños promedios de parches (P) en 15931.12 ha, Río Frío, Costa Rica.

Categorías	Total ha	% del paisaje	# parches	% del número de parches	Área promedio del parche (ha)	DS. área del parche (ha)	Área mín. del parche (ha)	Área máx. del parche (ha)
Árboles en línea	182.49	1.15	536	10.01	0.34	0.65	0.05	10.36
Áreas rurales	518.89	3.26	561	10.48	0.92	1.6	0.05	21.61
Bosque	2524.65	15.85	415	7.75	6.08	31.35	0.06	581.7
Bosque ripario	959.97	6.03	582	10.87	1.65	2.5	0.07	34.12
Chárrales	225.82	1.42	118	2.20	1.91	3.55	0.09	26.97
Cuerpos de agua	213.81	1.34	53	0.99	4.03	12.6	0.09	82.47
Cultivos anuales	4.47	0.03	5	0.09	0.89	0.69	0.31	2.01
Cultivos perennes	3286.98	20.63	1072	20.02	3.07	12.51	0.05	365.01
Pasto alta densidad arbórea	1358.19	8.53	397	7.42	3.42	7.87	0.05	82.01
Pasto baja densidad arbórea	3648.47	22.90	775	14.48	4.71	11.3	0.05	181.89
Pasto media densidad arbórea	2488.49	15.62	530	9.90	4.7	10.57	0.05	86.74
Plantaciones	271.17	1.70	88	1.64	3.08	5.02	0.09	25.19
Tacotales	247.73	1.55	187	3.49	1.32	1.52	0.11	10.66
Total	15931.12	100	5354	100				

Con base en la caracterización del paisaje, se seleccionaron para el presente estudio cinco fragmentos de bosque con una matriz de pastura, que estuvieran conectados a bosques riparios u otros relictos mediante bosques riparios o cercas vivas, los cuales fueron considerados como bloques para fines de muestreo. En cada hábitat se estableció un transecto de 150 m., de longitud, fueron distanciados entre si 150 m., para lograr independencia entre ellos (Figura 2). El análisis estadístico se realizó bajo un diseño en bloques completamente aleatorizados, con cinco repeticiones.

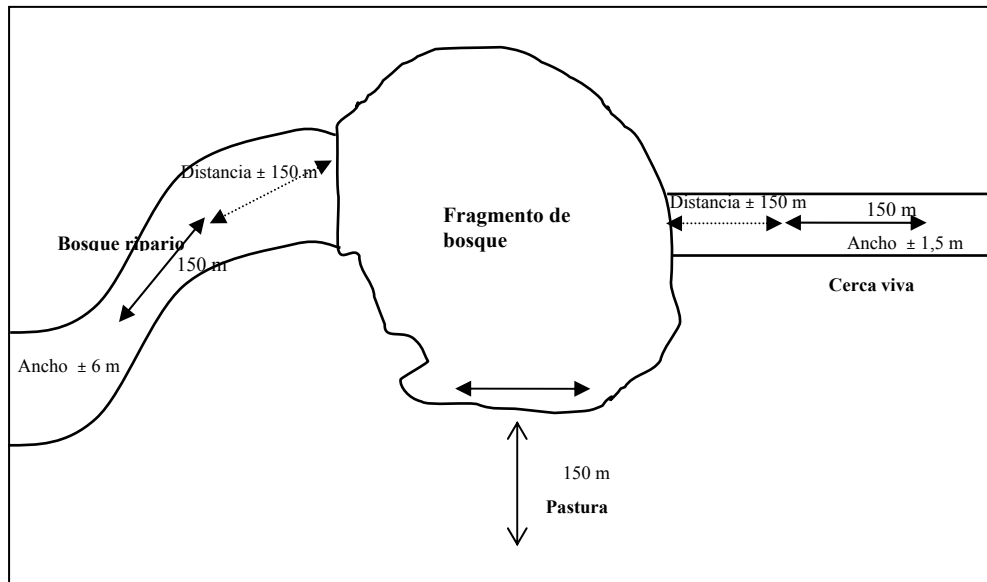


Figura 2. Esquema de la ubicación de los transectos realizados en cada uno de los hábitat evaluados en los sitio de muestreo en la región de Río Frío, Costa Rica. Línea continua transecto establecido, línea no continua distancia entre los transectos.

Los fragmentos de bosque, se interpretaron como un área, donde los árboles eran la forma de vida dominante, con una cobertura de copa mayor del 20%, y una extensión mínima de 8 ha. Se caracterizaron por la presencia de árboles maduros de diferentes edades, especies y porte variado, con uno o más doseles, con una altura no menor de 5 metros. Al igual que para los fragmentos de bosque, los bosques riparios se interpretaron como un área donde los árboles eran la especie dominante pero, que en este caso se encontraban a orillas de corrientes de agua: ríos, arroyos, quebradas, cañadas con un ancho mínimo de 8 m y longitud mínima de 300 m. Para las cercas vivas, se tuvieron en cuenta, como una fila de árboles limitando fincas o potreros compuestas principalmente por Poró (*Erythrina costarricensis*) y/o Madero negro (*Gliricidia sepium*), podían presentar curvaturas y formación de ángulos, pero debían presentar una longitud mínima de 300 m cada una. Los potreros se identificaron como áreas, en las cuales existía una dominancia de gramíneas, en las imágenes, su aspecto es de una tonalidad diferente a la observada en los fragmentos de bosque. Para el caso particular de los potreros se escogieron pasturas con una cobertura arbórea entre 10 y 25%.

2.2.3 COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA ARBÓREA EN LOS HÁBITAT

Para la caracterización de la cobertura arbórea en el paisaje, en los fragmentos de bosque, bosques riparios, se realizaron levantamientos en parcelas de 5 m x 150 m. Se tomaron los siguientes datos, para los individuos de árboles con diámetro a la altura del pecho (Diámetro a 1.30 m de altura sobre el fuste; DAP) ≥ 10 cm., especie, número de individuos, DAP y altura total; se identificaron hasta especie, cuando

fue posible gracias a la colaboración de dos parataxónomos de la región. En los pastizales evaluados, se realizó además un censo total de la vegetación arbórea existente (número de especies y número de individuos por especie de árboles con DAP >10 cm). En el caso de cercas vivas, se realizó un censo de 30 árboles, identificando hasta nivel de especie todos los árboles con DAP >10 cm, midiendo el DAP y altura total.

2.2.4 FASE DE MUESTREO

El muestreo se llevó a cabo, entre los meses de abril y julio de 2004. Durante el primer mes, se realizó una salida preliminar, con una duración de 20 días, con el fin de preparar los sitios de muestreo y realizar un inventario preliminar de los taxa en estudio. Una vez culminada esta fase se realizaron tres salidas donde se evaluó cada hábitat durante tres días/mes.

En cada hábitat se estableció un transecto de 150 m de largo; los transectos de los distintos hábitat fueron distanciados entre sí 150 m, para lograr independencia entre ellos. Durante cada salida los transectos en cada bloque se visitaron durante tres días, luego se pasaba al siguiente bloque y así sucesivamente hasta completar el muestreo en los cinco bloques establecidos, de esta forma, el bloque no solo contemplaba diferencias espaciales sino también temporales. Los transectos fueron recorridos por espacio de una hora diaria, a un paso constante y uniforme, registrando y contando los individuos adultos de cada especie de mariposas, dentro de un margen de 2 m a cada lado de la línea base del transecto. Estas observaciones, fueron efectuadas entre las 08:00 – 14:00 horas, en días bajo condiciones climáticas óptimas (sin lluvia y con buena radiación), registrando el número de captura o conteo, la especie, actividad y hora. Los individuos pertenecientes a especies difícilmente reconocibles al vuelo o desconocidas eran atrapados o colectados para posteriormente identificarlos mediante claves e ilustraciones de revisiones taxonómicas pertinentes (D'abrera 1984, DeVries 1987, 1997, Andrade 1995). Se excluyó la familia Hesperidae, debido a la dificultad que presentan para la identificación de sus especies. El esfuerzo de muestreo fue de 45 horas/hábitat y un total de 225 horas.

2.2.5 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

2.2.5.1 ANÁLISIS DE LA RIQUEZA, ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES DE MARIPOSAS ENTRE HÁBITAT.

Para cada hábitat se realizó un listado de especies y número de individuos registrados, a partir de esta información se obtuvo la riqueza, abundancia y diversidad de mariposas mediante los índices de Shannon-Weaver y Simpson (Magurran 1988, Moreno 2001), estos índices se emplearon por ser sencillos, coherentes, de fácil interpretación y permiten reflejar varios aspectos de la dominancia de especies (Magurran 2003). Estos valores se obtuvieron mediante el programa estadístico InfoStat/P v. 2.4.

Los resultados obtenidos de la riqueza, abundancia y diversidad de mariposas en cada hábitat, fueron comparados estadísticamente mediante un ANDEVA para un diseño en bloques completamente aleatorizado. Para detectar las diferencias entre las medias se utilizó la prueba de Duncan.

El modelo matemático fué el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + H_j + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijkl} = Variable observada

μ = media general

B_i = efecto de i-ésimo bloque (i = Sitio de muestreo)

H_j = efecto del hábitat a evaluar.

ε_{jkl} = términos de error supuestamente con una distribución normal ($0; \sigma^2$)

De la misma manera, para cada hábitat se realizaron curvas de distribución de abundancia o de Whittaker (Magurran 2003), las que fueron comparadas con los modelos de uso más frecuente Modelo de log normal truncado, series logarítmicas y barra partida (Magurran 1988, 2003). Su finalidad fue la de examinar la estructura de la comunidad de mariposas en los hábitat evaluados y caracterizar sus patrones de abundancia. Los análisis se realizaron mediante el programa Species Diversity & Richness III Versión 3.0 (Henderson y Seaby 2002).

2.2.5.2 ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES

La riqueza de especies puede estimarse por medio de curvas de acumulación de especies, distribuciones paramétricas de ajuste a la abundancia relativa, o usando técnicas no paramétricas basadas en la distribución de los individuos entre las especies, o de las especies entre las muestras (Cowell y Coddington 1994).

Uno de los métodos más aproximados para estimar la riqueza de especies, son las curvas de acumulación de especies, las cuales requieren una serie de datos para un conjunto local de especies en un hábitat más o menos homogéneo, tanto a una escala espacial como temporalmente. El comportamiento asintótico de los valores de riqueza en cada hábitat está dado en función del esfuerzo de muestreo (Cowell y Coddington 1994).

La riqueza de especies (S) para los hábitat evaluados (fragmentos de bosque, bosques riparios, pastizales y cercas vivas), se estimó mediante el programa estadístico ESTIMATES'5 v7.0 (Cowell 2004). Se realizaron curvas aleatorizadas de acumulación de especies (con 1000 aleatorizaciones), para lograr interpretar los niveles de riqueza en cada hábitat (Colwell 2004); de la misma manera, las curvas permiten predecir la riqueza para cada hábitat en estudio, a partir del número de especies observadas y su abundancia en muestras de tamaño uniforme. El índice utilizado fue el estimador de primer orden Chao (CHAO 1).

El comportamiento de las curvas es predictivo por cuanto permite tener una aproximación al número de especies que se pueden esperar en cada hábitat, dado que la porción final de la curva es una asíntota, la cual expresa en que punto se encuentra el muestreo en relación al número total estimado en la región (Colwell y Coddington 1994; Colwell 2004). Con el mismo propósito fue utilizado un modelo paramétrico, la ecuación de Clench (Vargas *et al.* 1999).

2.2.5.3 COMPARACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS DE RÍO FRÍO CON UN BOSQUE CONTINUO EN SARAPIQUÍ.

Para la realización del presente trabajo, se tuvieron en cuenta, el estudio de Aguilar (1999) en Sarapiquí, donde comparó la comunidad de mariposas en dos bosques bajo manejo forestal con un tiempo mayor a cinco años y un bosque Control (Estación Biológica La Selva), ubicado a 12 km., de Río Frío, quien utilizó para la captura de mariposas, recorridos de transectos lineales de 200 m de longitud, con un esfuerzo de captura de 36 horas por bosque y trampas Van Someren Rydon, con el fin de caracterizar la comunidad de mariposas en los bosques. Así como los datos de la captura de mariposas por los transectos lineales, que fueron adquiridos de la base de datos del Departamento Recursos Naturales y Ambiente (CATIE). La comparación del esfuerzo de muestreo entre las dos áreas, esto es, la realizada por Aguilar y la zona de Río Frío, se encuentra reflejada en el Cuadro 3.

Para la comparación de la comunidad de mariposas observadas en las dos áreas, se extrajeron las especies de las familias Lycaenidae y Riodinidae observadas en Río Frío, en razón a que estas familias

no fueron muestreadas por Aguilar. Las curvas de acumulación de especies de las dos comunidades, se realizaron utilizando el programa de Ecosim 5.0. La comparación fue realizada a través del procedimiento de la simulación de Monte Carlo (Gotelli y Entsminger 2004), con 1000 simulaciones, para compensar las diferencias en los tamaños de las muestras y el número promedio de especies se consideró diferente si los intervalos de confianza al 95%, no se traslapan.

Cuadro 3. Descripción de los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío y los bosques continuos evaluados en la región de Sarapiquí por Aguilar (1999), número de individuos capturados y riqueza de especies observadas en cada sitio de estudio.

Hábitat	Descripción	Números de transectos	Individuos capturados	No. de Especies
Estudio en Río Frío				
Fragmento	Copa >20% y extensión >2 ha con vegetación arbórea dominante. Árboles maduros de diferentes edades, especies, porte y doseles variados, con áreas que varían entre 10 y 30 ha.	5 transectos de 150 m por hábitat En 10 fincas. 45 horas por hábitat.	1177	63
Bosque Ripario	Franjas de bosques siguiendo una depresión topográfica. Bordea arroyos, ríos, lagos, lagunas o esteros.		896	53
Pastizal	Pastura para ganadería, con árboles dispersos con alturas >10 m, separados entre sí \pm 10 m.		896	39
Cerca viva	Árboles en línea sin longitud definida delimitando potreros, terrenos y orillas de caminos		695	31
Total			3664	76
Estudio en bosque continuo (Aguilar 1999)				
BLS	Estación Biológica La Selva. Bosque de viejo crecimiento, mayor porcentaje de bosque primario conservado 55%, con un área de 1,536 ha.	2 transectos de 200 m por bosque. 36 horas por bosque.	472	41
BM1	Bosque aprovechado entre 1995 – 1996, con un área de 100 ha.		548	44
BM2	Bosque aprovechado entre 1994 – 1995, con área de 85 ha.		1058	54
Total			2078	73

2.2.5.4 ANÁLISIS DE LA PREFERENCIA DE HÁBITAT

Con el fin de identificar la preferencia de hábitat por la comunidad de mariposas diurnas, se realizó un listado de especies y número de individuos observados en fragmentos de bosque, bosques riparios, pastizales y cercas vivas. Mediante el análisis de tablas de contingencia, se probó la hipótesis de homogeneidad de proporciones de la abundancia de cada especie versus los hábitat. La identificación de la preferencia de hábitat para cada especie, se realizó mediante una prueba de igualdad de proporciones (InfoStat 2004).

2.2.5.5 CARACTERIZACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS ENTRE LOS HÁBITAT

Para determinar la relación existente entre la comunidad de mariposas y los hábitat evaluados (fragmentos de bosque, bosques riparios, pastizales y cercas vivas), se realizó un análisis de conglomerado mediante el método de WARD y la distancia Euclidiana, utilizándose el programa PcOrd para Windows (McCune y Mefford 1999), el cual, permitió agrupar los transectos realizados según la similitud con base en la composición y la abundancia de mariposas. El resultado fue expresado en un dendrograma, donde gráficamente se muestran las relaciones entre los transectos.

Establecidas las agrupaciones de los transectos realizados en cada hábitat, se efectuó un análisis de especies indicadoras, mediante el método propuesto por Dufrene y Legendres (1997), que combina la información sobre la concentración de la abundancia de una especie en un grupo particular y la fidelidad de la ocurrencia de una especie en un grupo exclusivo, donde el indicador perfecto de un grupo deber ser distintivo a ese grupo y no debe estar presente en otro. Los valores indicadores, se probaron mediante la técnica de aleatorización de Monte Carlo con 1000 simulaciones con el fin, de compensar diferencias en el tamaño de la muestra, donde a cada especie observada, el valor indicador (VI) es obtenido bajo criterio específico de importancia estadístico o biológico (McCune y Grace 2002).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN LA REGIÓN DE RÍO FRÍO

Se registraron un total de 3496 mariposas diurnas, pertenecientes a 103 especies, 61 géneros, 17 subfamilias y 5 familias (Cuadro 4). La relación de especies halladas se encuentra en el Anexo 2.

Durante el periodo de muestreo, se encontraron las siguientes subfamilias más abundantes: Satyrinae, Coliadinae, Nymphalinae y Heliconiinae (Cuadro 4). Las subfamilias con el mayor número de especies fueron Satyrinae, Theclinae, Riodininae, Nymphalidae (Cuadro 4).

Cuadro 4. Distribución de la riqueza y abundancia de especies de mariposas de las familias y subfamilias registradas durante el periodo de muestreo en la región de Río Frío.

Familia	Subfamilia	Abundancia		Riqueza	
		Absoluta	Relativa	No. de spp.	%
Papilionidae	Papilioninae	32	0.81	4	3.88
Pieridae	Coliadinae	434	11.00	9	8.74
	Dismorphiinae	5	0.13	2	1.94
Nymphalidae	Acraeinae	39	0.99	1	0.97
	Brassolinae	5	0.13	2	1.94
	Charaxinae	7	0.18	1	0.97
	Danainae	29	0.73	3	2.91
	Heliconiinae	293	7.43	9	8.74
	Ithomiinae	199	5.04	8	7.77
	Melitaeinae	16	0.41	2	1.94
	Morphinae	55	1.39	1	0.97
	Nymphalinae	307	7.78	12	11.65
	Satyrinae	2243	56.84	19	18.45
Riodinidae	Euselasiinae	2	0.05	1	0.97
	Riodininae	122	3.09	15	14.56
Lycaenidae	Polyommatinae	30	0.76	1	0.97
	Theclinae	128	3.24	13	12.62
Total		3946	100	103	100

Se apreció que la abundancia de las especies registradas se distribuyó normalmente, en el paisaje se presentan pocas especies abundantes como: *Hermeuptychia hermes* con 1684 individuos, *Cissia libye* con 184 individuos, *C. usitata* con 97 individuos, *C. confusa* con 58 individuos, *Megeuptychia antonoe* con 75 individuos (Satyrinae), *Mechanitis polymnia* (Ithomiinae) con 132 individuos, *Phoebis philea* con 154 individuos, *P. argante* (Coliadinae) con 127 individuos, *Anartia fatima* con 125 individuos, A.

jatrophae con 184 individuos, *Adelpha cytherea* (Nymphalinae) con 56 individuos, *Heliconius sara* con 90 individuos y *Dryas iulia* (Heliconiinae) con 88 individuos, son comunes para la zona y presentan rangos de distribución geográfica amplios (DeVries 1987), otras especies abundantes se aprecian en el Anexo 2. Mientras que el 55% de las especies presentaron valores bajos de individuos registrados (Figura 3; Anexo 2). Este patrón de distribución es muy común en las comunidades de insectos (Magurran 1988, 2003).

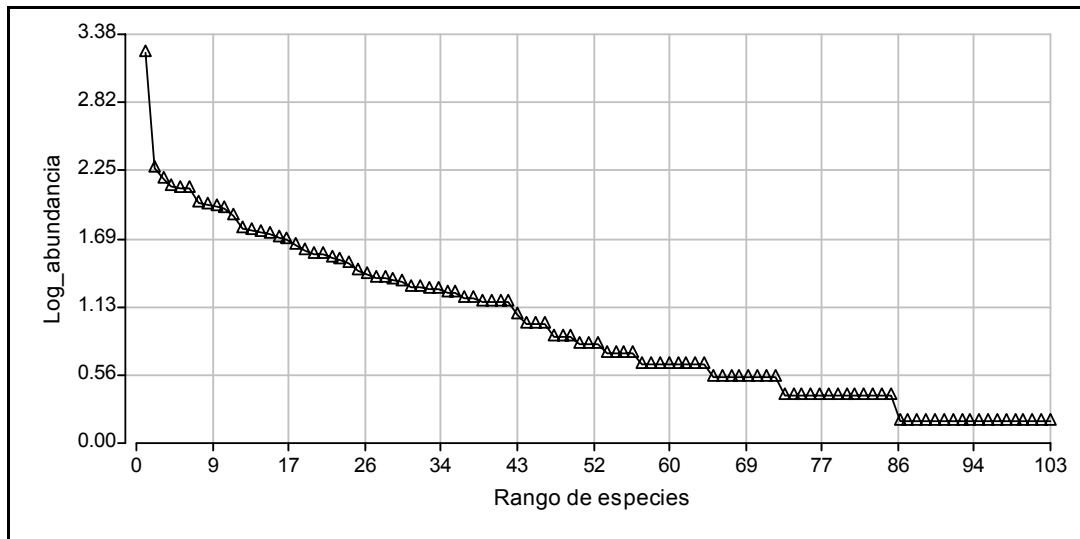


Figura 3. Distribución de la abundancia de especies de mariposas observada durante la fase de muestreo.

La especie más común *Hermeuptychia hermes*, se encontró en todos los hábitat (Figura 4), su abundancia no presentó diferencias significativas en los hábitat evaluados ($F = 0.16$; $P = 0.9194$; $gl = 12$; $n = 20$) y se encuentra asociada a áreas perturbadas (Daily y Ehrlich 1996, DeVries *et al.* 1997). Se encontraron otras especies abundantes que presentaron el mismo patrón *Cissia libye*, *C. usitata*, *Megeuptychia antonoe* (Satyrinae), *Phoebis philea*, *P. argante* (Coliadinae), *Anartia fatima*, *A. jatrophae* (Nymphalidae) (Anexo2). Resultados similares fueron observados por DeVries *et al.* (1997) al comparar, la diversidad de especies de mariposas frugívoras en un bosque de la amazonía ecuatoriana, donde encontraron el mismo patrón de *H. hermes*, con la especie *Cissia penelope* (Satyrinae), que también se encuentra asociada a áreas perturbadas y presentó valores altos de abundancia.

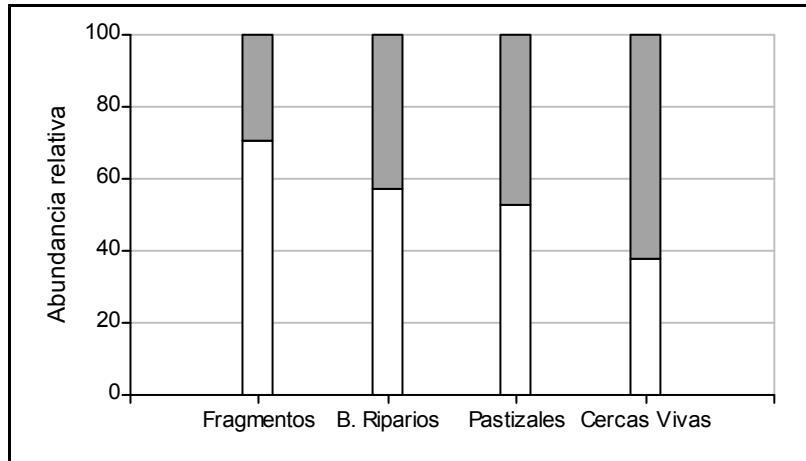


Figura 4. Abundancia relativa del total de individuos observados en cada hábitat en el paisaje de Río Frio. Abundancia de *Hermeuptychia hermes* (sombreado).

2.3.2 VARIACIÓN DE LA ABUNDANCIA, RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES DE MARIPOSAS ENTRE HÁBITAT.

Se evidenció que en cada uno de los hábitat se presentó variabilidad, tanto en el número de especies e individuos (Cuadro 5). La abundancia de cada una de las especies registradas, se aprecia en el Anexo 2. Para el caso particular de los fragmentos de bosque, se registraron como especies más abundantes y comunes *Hermeuptychia hermes*, *Cissia libye*, *Mechanitis polymnia*, *Heliconius sara*, *Phoebis philea* y *Dryas iulia*. Se presentaron otras especies con valores bajos de número de individuos ($n \leq 10$ individuos) y que fueron exclusivas para este hábitat *Thecla talayra*, *Parides arcas*, *Perophtalma tullius*, *Euptychia jesia*, *Nessaea aglaura*, *Cissia alcinoe*, *Battus polydamas*, *Parides childrenae*, *Dryadula phaetusa*, *Ithomia diasa* y *Siproeta stelenes*.

Cuadro 5. Riqueza y abundancia de especies de mariposas observadas en los hábitat evaluados en Río Frio.

Hábitat	Abundancia		Riqueza de especies
	Absoluta	Relativa	
Fragmentos	1366	34.62	83
B. riparios	950	24.08	68
Pastizales	928	23.52	42
Cercas vivas	702	17.79	35
Total	3946	100	103

En los bosques riparios, se registraron especies con mayor abundancia *Hermeuptychia hermes*, *Cissia libye*, *Mechanitis polymnia*, *Cissia usitata*, *Phoebis philea*, *Megeuptychia antonoe* y *Anartia fatima*. Otras especies como *Eurema agave*, *Lycorea cleobaea*, *Euselasia rhodogyne*, *Eueides aliphera*, *Callithomia hezia*, *Hypoleria cassotis*, *Ithomia colemia*, *Eresia mechanitis*, *Nica flavilla*, *Tigridia acesta* y *Thecla barajo* fueron observadas únicamente en éste hábitat.

En los pastizales y cercas vivas se evidenciaron como especies más abundantes *Hermeuptychia hermes*, *Anartia jatrophae*, *A. fatima*, *Phoebis philea*, *P. argante*, *Dryas iulia*, *Hemiargus hanno*, *Heliconius sara*, y *Eurema nise*; se registraron dos especies exclusivas en los pastizales: *Eueides aliphera* y *Marpesia petreus*. Las especies *Danaus eresimus* y *Baeotis zonata* se observaron únicamente en las cercas vivas.

Mediante un análisis de varianza se determinó las diferencias entre los valores promedios del número de individuos y especies de mariposas en cada hábitat evaluado. La mayor abundancia promedio de mariposas se encontró en los fragmentos de bosque, que fue diferente de los valores registrados en los transectos de bosques riparios, pastizales y cercas vivas (Cuadro 6). Esta diferencia encontrada con los valores promedio del número de individuos entre hábitat, pueden ser aminoradas por la gran abundancia y dominancia de *Hermeuptychia hermes* dentro del paisaje, debido a la estrecha relación con áreas intervenidas (Daily y Ehrlich 1996, DeVries *et al.* 1997). La exclusión de esta especie en el análisis de la abundancia, evidenció que hay diferencias significativas entre los hábitat evaluados, encontrando el mayor valor nuevamente en los transectos de fragmentos de bosque seguido de bosques riparios y pastizales, los valores más bajos fueron encontrados en las cercas vivas (Cuadro 6).

Las medias de la riqueza de especie, mostraron diferencias significativas con el mayor número de especies entre los fragmentos de bosque y los bosques riparios, los valores más bajos se encontraron en los pastizales y cercas vivas (Cuadro 6).

Cuadro 6. Número promedio de especies (S), de individuos (n) observados e índices de diversidad estimados por transectos en cada hábitat, en el paisaje de Río Frío.

Hábitat	Fragmentos	B. Riparios	Pastizales	Cercas Vivas	F	P
S	42.2 c	30.0 b	22.6 a	17.6 a	22.95	<0.0001
S ^{2/}	34.2 c	27.0 b	21.6 ab	17.6 a	14.80	0.0002
n	273.2 b	190.0 a	185.6 a	140.4 a	8.41	0.0028
n ^{1/}	192.6 c	108.6 b	97.8 ab	53.4 a	13.57	0.0004
Shannon	2.93 c	2.28 b	2.06 b	1.61 a	25.92	<0.0001
Shannon ^{1/}	3.30 c	2.89 b	2.65 ab	2.45 a	14.31	0.0003
Shannon ^{2/}	2.89 c	2.25 b	2.07 b	1.61 a	30.8	<0.0001
Simpson	0.88 c	0.77 b	0.74 b	0.60 a	20.93	<0.0001
Simpson ^{1/}	0.95 b	0.91 ab	0.90 a	0.88 a	4.98	0.0180
Simpson ^{2/}	0.89 c	0.77 b	0.75 b	0.60 a	33.52	<0.0001

Letras distintas entre filas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$), Prueba de Duncan

^{1/} Exclusión de *Hermeuptychia hermes* ^{2/} Número de individuos iguales (n=702)

Sin embargo, los resultados obtenidos pueden estar influenciados por las diferencias en el tamaño de las muestras en cada hábitat (Southwood y Henderson 2000 en: Magurran 2003). Es decir, que la

riqueza y la abundancia de especies de mariposas se incrementan a medida que se realiza un mayor esfuerzo de muestreo. Probablemente, no se puede asegurar que los resultados obtenidos se encuentran influenciados por el tamaño de la muestra o por los procesos ecológicos (Finegan *com. per.*).

Para evidenciar que los resultados obtenidos no estaban afectados por el tamaño de la muestra, se extrajeron individuos al azar de cada transecto, con el fin de homogenizar el número total de individuos a la abundancia mínima observados (702 individuos). Mediante la homogenización del tamaño de muestra, se realizó el análisis de varianza apreciando, que los valores promedios de la riqueza de especies presentó diferencias significativas; pero menos marcadas que para la muestra total. Evidenciando que el mayor número de especies estuvo en los fragmentos de bosque con 34.2 especies y en los bosques riparios con 27 especies, presentando los valores más bajos de especies los transectos de pastizales y cercas vivas. Esta vez, los pastizales no difirió de los bosques riparios (Cuadro 6).

A través del análisis de varianza para los índices de diversidad Shannon-Wiener y Simpson, se determinó que los valores más altos fueron obtenidos en los fragmentos de bosque, seguido de bosques riparios y pastizales que no presentaron diferenciación, los valores más bajos se registraron en cercas vivas. Con la exclusión de *H. hermes* se evidenció la misma tendencia y los valores de los índices aumentaron. Resultados similares se obtuvieron con el análisis de abundancias iguales. (Cuadro 6).

El análisis de las especies únicas registradas en el muestreo, *singletons* especies con un individuo en la muestra y *doubletons* especie con dos individuos en la muestra (Cowell 2004), se apreció que los hábitat de los fragmentos de bosque y bosques riparios presentaron el mayor número de especies y las cercas vivas los valores más bajos (Cuadro 7).

Cuadro 7. Distribución de especies observadas en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío. Especies únicas registradas mediante singletons y doubletons y el número de individuos totales registrados por cada hábitat.

Habitat	Fragmentos	B. riparios	Pasturas	Cercas vivas
Singletons	22	19	9	7
Doubletons	11	8	3	8
Especies comunes	50	41	30	20
Especies totales	83	68	42	35
No.de individuos	1366	950	928	702

Teniendo en cuenta los datos indicados en el anexo 2, se compararon las abundancias observadas y esperadas, con el fin de determinar el modelo de distribución de abundancia que mejor se ajusta (Magurran 2003), apreciando que todos los hábitat se ajustaron a los modelos de serie logarítmica y log

normal; los fragmentos de bosque y bosques riparios al modelo de distribución de series logarítmicas; los pastizales y cercas vivas al modelo de distribución log normal truncada (Cuadro 8).

Cuadro 8. Comparación de los patrones de distribución de las abundancias de cada hábitat con los modelos de distribución.

Modelo	Fragmentos			Bosque Ripario			Pastizal			Cerca viva		
	χ^2	P	g.l.	χ^2	P	g.l.	χ^2	P	g.l.	χ^2	P	g.l.
Series Log	6.052	0.4174	6	6.991	0.2213	5	4.693	0.5837	6	5.697	0.3368	5
Log normal	8.753	0.1879	6	8.753	0.1879	6	0.627	0.9867	5	2.589	0.7631	5
Barra partida	59.570	<0.0001	5	56.602	<0.0001	5	33.3476	<0.0001	5	51.231	<0.0001	4

2.3.3 ESTIMACIÓN DE LA RIQUEZA DE ESPECIES

La curva de acumulación de especies de mariposas observadas, durante el período de muestreo no alcanzo a estabilizarse en ninguno de los hábitat, aunque la pendiente al final de la misma, no fue pronunciada, no obstante que fueron observadas la mayoría de las especies esperadas en los diferentes hábitat. La acumulación de especies por cada localidad se representa en la Figura 5.

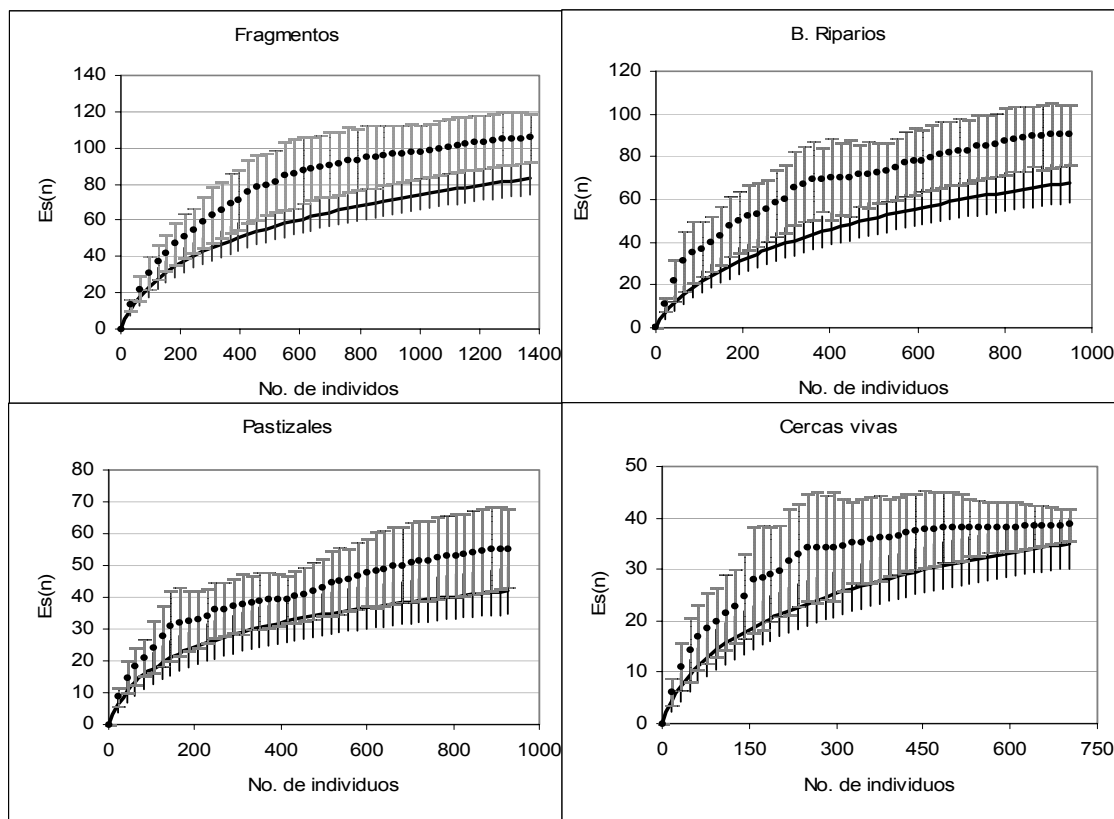


Figura 5. Curva de acumulación de especies observadas (línea continua) y Estimador de riqueza de CHAO1 (línea no continua).

Al comparar la riqueza de especies observadas y las esperadas, mediante el estimador Chao1 para los fragmentos, se muestreó el 79 % de las especies esperadas, 75% para el Bosque ripario, 75.7 % para el Pastizal y 92% para la cerca viva, presentándose una representatividad alta de la fauna de mariposas presente en los hábitat evaluados (Cuadro 9).

Cuadro 9. Estimaciones no paramétricas y paramétricas de la riqueza total de especies de mariposas presente en cada hábitat. Ver explicación en el texto.

Habitat	Especies observadas	Especies esperadas	
		Chao1^{1/}	Clench^{2/}
Fragmentos	83	105.22	105.58
Bosques riparios	68	90.56	92.27
Pastizales	42	55.50	50
Cercas vivas	35	38.06	44

^{1/} Estimador de riqueza de primer orden de CHAO

^{2/} Estimador paramétrico de riqueza Modelo de Clench

Al comparar la riqueza de especies observadas con un modelo paramétrico, mediante la ecuación de Clench, se alcanzo un nivel de ajuste entre la riqueza observada y la esperada, con una correlación $R = 0.98$; $P < 0.0001$ (Figura 6).

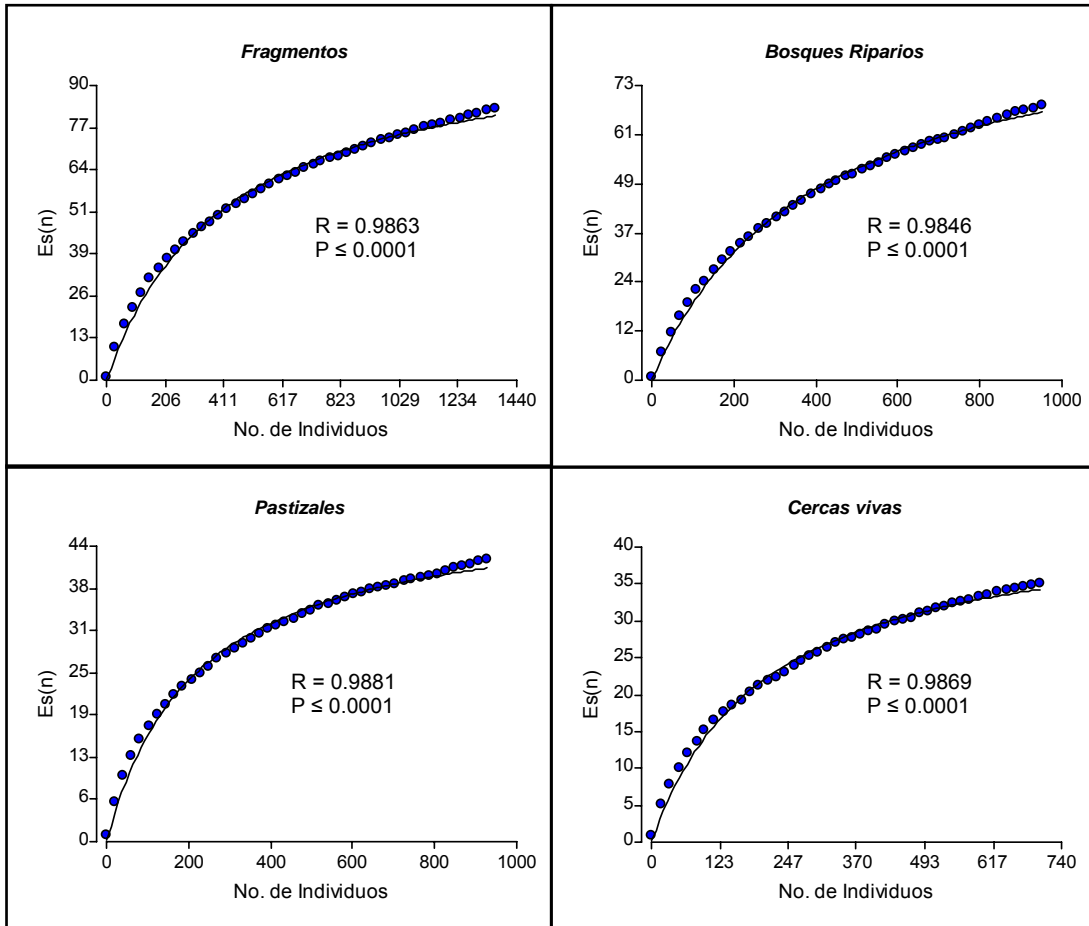


Figura 6. Curva de acumulación de especies observadas en los hábitat evaluados (línea continua), ajustadas con la ecuación de Clench (línea no continua).

Al comparar la riqueza de especies observadas con las esperadas, utilizando la ecuación de Clench para los fragmentos se observó el 79 % de las especies, 73% para los bosques riparios; 84 % para los pastizales y 80% para las cercas vivas (Cuadro 9). Con base en estos resultados podemos apreciar que los hábitat evaluados se encuentran bien representados y el muestreo fue altamente representativo.

2.3.4 COMPARACIÓN DE LA RIQUEZA Y COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS DEL PAISAJE AGROPECUARIO DE RÍO FRÍO CON BOSQUE CONTINUO

Se registraron un total de 75 especies de mariposas en Río Frío y 72 especies en el bosque continuo, evidenciándose un número mayor de especies en el paisaje agropecuario; sin embargo, al comparar las curvas de acumulación de especies, el comportamiento de éstas fue similar (Figura 7). No se encontraron diferencias significativas entre las curvas de acumulación de especies en las dos zonas.

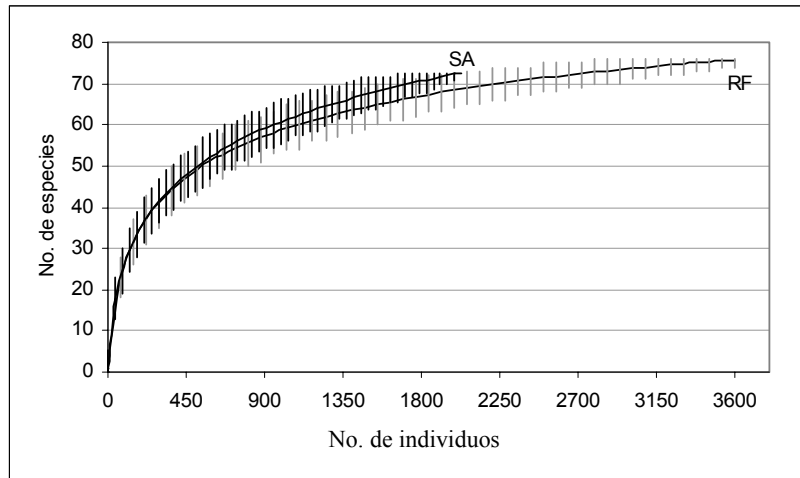


Figura 7. Curva de acumulación de especies del paisaje de Río Frío (RF) comparada con el bosque continuo (SA) (Aguilar 1999). Incluyendo los intervalos de confianza al 95%.

De la misma manera, al comparar los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío con los bosques evaluados en el bosque continuo, se apreció que en los sitios de muestreo en fragmentos de bosque y bosques riparios se presentó una mayor riqueza de especies, que en los de bosque continuo, a excepción del bosque bajo manejo forestal BM2 (Cuadro10), esta relación probablemente se puede atribuir a las diferencias en el esfuerzo de captura para este estudio, 45 horas/hábitat en Río Frío, mientras que en bosque continuo fue de 36 horas/bosque.

Cuadro 10. Medias simuladas con los intervalos de confianza al 95% del número de especies esperadas para el bosque continuo y el paisaje de Río Frío, basadas en 1000 simulaciones. Medias son consideradas diferentes si los intervalos de confianza no se traslapan. Riqueza de especies esperada mediante el modelo Clench.

Especies	Bosque continuo			Río Frío				Total bosque continuo	Total Río Frío
	BLS	BM1	BM2	FR	RP	PA	CV		
Observadas	40	45.18	53.4	62.5	52.5	38.7	30.8	72	75
Esperadas	55	57	68	69	61	43	36	85	84
%	74.55	78.52	78.26	91.3	86.89	90.7	86.11	85.88	90.48
IC 95%	38-42	43-46	51-55	61-63	51-53	37-39	30-31	71-73	74-76

* BM1 y BM2 : Bosque bajo manejo forestal, BLS: Bosque La Selva, FR: Fragmentos, RP: Bosques riparios, PA: Pastizales, CV: Cercas vivas.

Al comparar el comportamiento de las curvas en los hábitat de las dos áreas, se evidenció que el bosque bajo manejo forestal (BM2) presentó más diversidad en especies, que las del bosque bajo manejo forestal (BM1), la Estación Biológica La Selva (BLS), los fragmentos de bosque y bosques riparios que presentan la misma curvatura y sin diferencias en el comportamiento. En los pastizales y cercas vivas la

pendiente de la curva fue inferior, no se traslapa con ninguna de las anteriores, evidenciando menor diversidad de especies (Figura 8).

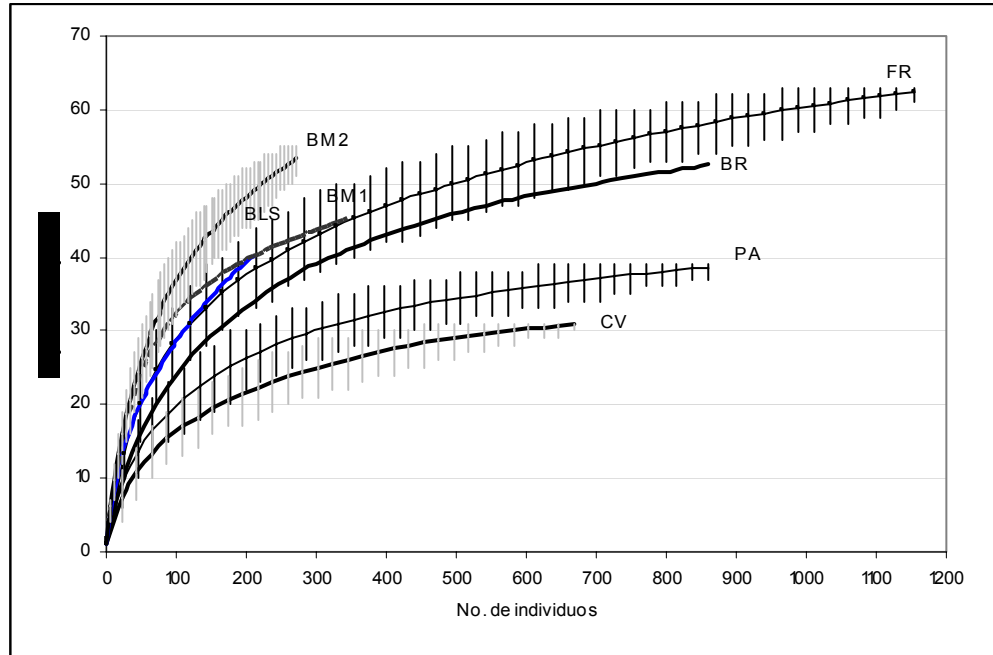


Figura 8. Curva de acumulación de especies de los hábitat evaluados en Río Frío comparados con el bosque continuo (Aguilar 1999). BM1 y BM2 (bosques bajo manejo forestal), BLS (Estación Biológica La Selva-OET), FR (Fragmento), BR (Bosque Ripario), PA (Pastura), CV (Cerca viva), incluyendo los intervalos de confianza al 95%.

Al comparar la composición de mariposas con las especies más comunes y abundantes, se evidenció que el 60% de las comunes estaban en ambas regiones (Cuadro 11). Debiéndose indicar que especies que fueron abundantes en Río Frío no se registraron en los bosques continuos *Hermeuptychia hermes*, *Phoebis philea*, *Cissia usitata*, *Anartia jatrophae* y *Heliconius sara*. En los bosques continuos se registraron especies comunes *Parides childrenae*, *Lycorea cleobaea*, *Pierella helvetia* y *Cithaerias menander*, las cuales presentaron valores bajos de abundancia de acuerdo, con las observaciones realizadas en los transectos en los hábitat en Río Frío (Cuadro 11).

Cuadro 11. Listados de las especies de mariposas que presentaron los valores más altos de abundancia durante el muestreo en Río Frío y algunas especies comunes en Bosques coninuoss observadas por Aguilar (1999).

Especie	Habitat	Río Frío	Bosque continuo
a) Especies comunes en Río Frío		Abundancia	Abundancia
<i>Hermeuptychia hermes</i>	Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	1684	0
<i>Cissia libye</i>	B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	184	1
<i>Phoebis philea</i>	Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	154	0
<i>Mechanitis polymnia</i>	B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	132	2
<i>Anartia fatima</i>	B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	125	1
<i>Cissia usitata</i>	Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	97	0
<i>Anartia jatrophae</i>	Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	92	0
<i>Heliconius sara</i>	Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	90	0
b) Especies comunes en el bosque continuo			
<i>Parides childrenae</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento.	3	54
<i>Lycorea cleobaea</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, B. Ripario.	2	20
<i>Pierella helvetia</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento.	1	329
<i>Cithaerias menander</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento.	1	126
c) Especies comunes en los dos sitios			
<i>Phoebis argante</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	127	27
<i>Cissia confusa</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario.	58	17
<i>Adelpha cytherea</i>	B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	56	25
<i>Morpho peleides</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	55	15
<i>Pareuptychia metaleuca</i>	B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario.	49	14
<i>Heliconius cydno</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	33	376
<i>Melinaea ethra</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal, Cerca Viva	23	13
<i>Nessaea aglaura</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento, B. Ripario, Pastizal.	19	15
<i>Parides arcas</i>	B. Conservado, B. manejo forestal, Fragmento.	14	14

2.3.5 PREFERENCIA DE HÁBITAT DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS

Se comparó la composición y la abundancia de especies de mariposas en cada hábitat, mediante tablas de contingencia, evidenciándose que de 103 especies registradas (Anexo 2), únicamente 31 especies presentaron preferencia por un hábitat (Cuadro 12); el 71% prefieren hábitat boscosos (fragmentos y bosques riparios), el 29% se ven favorecidas por los ambientes de áreas abiertas (pastizales y cercas vivas).

Las especies que presentaron prelación por los hábitat boscosos fueron *Calycopis beon*, *Cissia libye*, *C. usitata*, *Mechanitis lysimnia*, *M. polymnia* y *Megeuptychia antonoe*; mientras que, *Adelpha cytherea*, *Arawacus togarna*, *Charis gynaea*, *Cissia confua*, *Eueides lybia*, *Euptychia jesia*, *Heliconius cydno*, *H. erato*, *H. hecale*, *H. sara*, *Leucochimona lagora*, *Morpho peleides*, *Nessaea aglaura*, *Pareuptychia metaleuca*, *Taygetis andromeda* y *Thecla talayra* mostraron mayor preferencia por los fragmentos de bosque.

En los hábitat de áreas abiertas las especies encontradas fueron: *Anartia fátima*, *Eurema nise* y *Phoebis argante*. Otras especies como: *Anartia jatrophae*, *Dryas iulia*, *Hemiargus hanno*, *Phoebis philea* y *P. trite* mostraron mayor preferencia por los pastizales y *Danaus plexippus* por las cercas vivas (Cuadro 12).

Cuadro 12. Especies de mariposas que presentaron preferencia por un hábitat evaluado en Río Frío.

Especie	Fragmentos	B. Riparios	Pastizales	Cercas vivas	n	Prueba G	gl	P
a) Preferencias por hábitat Boscosos								
<i>Adelpha cytherea</i>	66.07	21.43	8.93	3.57	56	50.14	3	<0.0001
<i>Taygetis andromeda</i>	94.74	5.26	----	----	19	18.5	1	<0.0001
<i>Charis gynaea</i>	93.75	3.13	----	3.13	32	52.56	2	<0.0001
<i>Pareuptychia metaleuca</i>	89.8	10.2	----	----	49	35.63	1	<0.0001
<i>Heliconius cydno</i>	87.88	6.06	3.03	3.03	33	58.8	3	<0.0001
<i>Arawacus togarna</i>	80.56	19.44	----	----	36	14.44	1	0.0001
<i>Euptychia jesia</i>	78.57	21.43	----	----	14	4.86	1	0.0275
<i>Thecla talayra</i>	77.78	22.22	----	----	18	5.88	1	0.0153
<i>Cissia confusa</i>	74.14	25.86	----	----	58	14.1	1	0.0002
<i>Nessaea aglaura</i>	73.68	5.26	21.05	----	19	14.84	2	0.0006
<i>Leucochimona lagora</i>	70.83	27.08	2.08	----	48	40.31	2	<0.0001
<i>Eueides lybia</i>	66.67	11.11	22.22	----	18	9	2	0.0111
<i>Morpho peleides</i>	63.64	12.73	18.18	5.45	55	40.45	3	<0.0001
<i>Heliconius erato</i>	61.9	19.05	4.76	14.29	21	14.73	3	0.0021
<i>Heliconius hecale</i>	59.09	22.73	9.09	9.09	22	13.32	3	0.004
<i>Heliconius sara</i>	52.22	18.89	25.56	3.33	90	48.63	3	<0.0001
<i>Cissia usitata</i>	52.58	41.24	4.12	2.06	97	91.47	3	<0.0001
<i>Mechanitis lysimnia</i>	52.17	34.78	----	13.04	23	5.8	2	0.0549
<i>Megeuptychia antonoe</i>	50.67	37.33	6.67	5.33	75	50.57	3	<0.0001
<i>Calycopis beon</i>	47.22	36.11	13.89	2.78	36	20.91	3	0.0001
<i>Cissia libye</i>	41.85	47.83	3.8	6.52	184	134.9	3	<0.0001
<i>Mechanitis polymnia</i>	40.91	43.18	9.85	6.06	132	68.6	3	<0.0001
b) Preferencias por hábitat de áreas abiertos								
<i>Phoebis trite</i>	11.11	----	88.89	----	9	6.2	1	0.0128
<i>Hemiargus hanno</i>	----	----	86.67	13.33	30	18.03	1	<0.0001
<i>Anartia jatrophae</i>	4.35	8.7	68.48	18.48	92	85.79	3	<0.0001
<i>Dryas iulia</i>	26.14	19.32	45.45	9.09	88	24.92	3	<0.0001
<i>Phoebis philea</i>	24.68	18.83	37.66	18.83	154	13.67	3	0.0034
<i>Phoebis argante</i>	16.54	9.45	43.31	30.71	127	35.77	3	<0.0001
<i>Eurema nise</i>	7.55	15.09	39.62	37.74	53	18.16	3	0.0004
<i>Anartia fatima</i>	12	20.8	35.2	32	125	18.28	3	0.0004
<i>Danaus plexippus</i>	3.85	11.54	15.38	69.23	26	24.4	3	<0.0001

* n: número de individuos registrados por cada especie; Prueba G: valor de la prueba de igualdad de proporciones; gl: grados de libertad; P: probabilidad.

2.3.6 VARIACIÓN DE LA COMPOSICIÓN ENTRE LOS HÁBITAT

El análisis de conglomerado empleando el método WARD y distancias Euclidianas evidenció un dendrograma (Figura 9), en donde, se separaron tres grupos de transectos o hábitat evaluados. El primer grupo (G1), lo conforman los transectos del Fragmento (1), las cercas vivas (2, 3), y los pastizales (1 y 2), donde prevalecieron especies con valores de abundancia altos y comunes en el paisaje. En el segundo grupo (G2) conformado por los transectos de los fragmentos (3, 4, 5) y los bosques riparios (1, 3, 4), predominaron especies asociadas a zonas con mayor complejidad estructural. El tercer grupo (G3), incluyó el fragmento (2), los transectos de cerca viva (1, 4, 5), de bosque ripario (2, 5) y pastizal (4, 5).

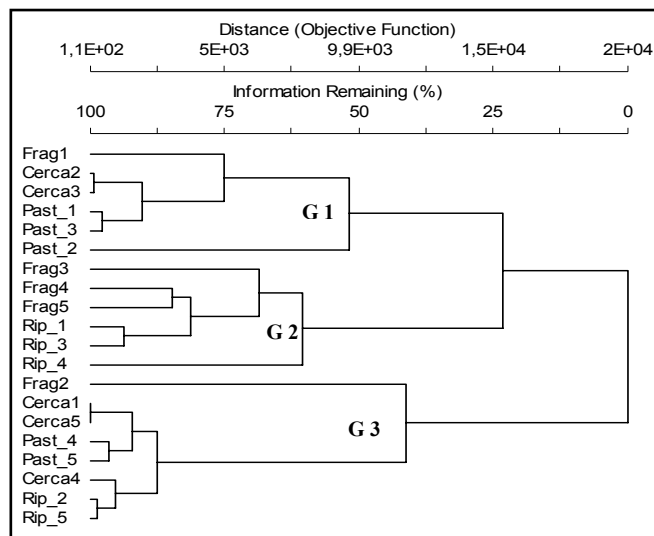


Figura 9. Dendrograma del análisis de conglomerado entre los transectos realizados en el paisaje de Río Frío, usando el método WARD, a partir de una matriz de distancias Euclidianas, y los grupos formados G1, G2, G3.

Para la identificación de las especies que caracterizan los tres grupos identificados (G1, G2 y G3), mediante el análisis de especies indicadoras (Cuadro 13), el grupo G1 se caracterizó por especies típicas de áreas abiertas (DeVries 1987) y comunes en el paisaje: *Dryas iulia*, *Hemiargus hanno*, *Hermeuptychia hermes*, *Phoebis philea*, *Phoebis argante*. El grupo G2 se caracterizó por especies asociadas a hábitat con alta complejidad estructural (bosques riparios y fragmentos de bosque), las cuales fueron: *Arawacus togarna*, *Calycopis beon*, *Cissia alcinoe*, *C. confusa*, *C. labe*, *C. libye*, *C. usitata*, *Euptychia* sp. 2, *Eurybia caerulescens*, *Leucochimona lagora*, *Mechanitis polimnia*, *Heliconius hecale*, *Megeuptychia antonoe* y *Pareuptychia metaleuca*. El tercer grupo G3 se caracterizó por una especie *Eurema nise* la cual es típica de ambientes perturbados y por lo general se alimenta de pequeñas plantas herbáceas con amplia variedad de flores (DeVries 1987).

Cuadro 13. Resultado de la prueba de MONTE CARLO para el Valor indicador observado para cada especie de mariposas mediante 10000 permutaciones, entre los tres grupos de transectos obtenidos mediante el análisis de conglomerado.

Especie	Grupo	VI*	P
<i>Dryas iulia</i> Fabricius, 1775	1	55.4	0.0427
<i>Hemiargus hanno</i> Stoll, 1790	1	72.5	0.0045
<i>Hemiargus hanno</i> Stoll, 1790	1	72.5	0.0045
<i>Hermeuptychia hermes</i> Fabricius, 1775	1	39.3	0.0044
<i>Phoebis argante</i> Fabricius, 1775	1	53.9	0.0092
<i>Phoebis philea</i> Johansson	1	55.4	0.0021
<i>Arawacus togarna</i> Hewitson, 1867	2	53.2	0.0345
<i>Calycopis beon</i> Cramer, 1780	2	51.3	0.0542
<i>Cissia alcinoe</i> Felder, 1867	2	66.7	0.0067
<i>Cissia confusa</i> Staudinger, 1888	2	61.8	0.0053
<i>Cissia labe</i> Butler, 1870	2	59.3	0.0167
<i>Cissia libye</i> Linnaeus, 1767	2	70.9	0.0002
<i>Cissia usitata</i> Butler, 1866	2	59.1	0.0210
<i>Euptychia</i> sp. 2	2	44.8	0.0378
<i>Eurybia caerulea</i> Stichel, 1910	2	50	0.0349
<i>Heliconius hecale zuleika</i> Hewitson, 1854	2	54.3	0.0393
<i>Leucochimona lagora</i> Herrich-Schäffer, 1853	2	66.7	0.0118
<i>Mechanitis polymnia isthmia</i> H. W. Bates, 1863	2	68.3	0.0193
<i>Megeuptychia antonoe</i> Cramer, 1779	2	83.8	0.0001
<i>Pareuptychia metaleuca</i> Boisduval,	2	46.9	0.0590
<i>Thecla talayra</i> Hewitson, 1868	2	47.8	0.0497
<i>Eurema nise</i> Cramer, 1775	3	53.7	0.0553

* VI: Valor Indicador observado

2.4 DISCUSIÓN

2.4.1 LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN EL PAISAJE FRAGMENTADO DE RÍO FRÍO

Del estudio efectuado en el paisaje fragmentado de Río Frío, se evidenció que los valores altos de la abundancia de la subfamilia Satyrinae, puede estar relacionado con sus estadios juveniles (estadio larval) que se alimenta de ciertas plantas pertenecientes a Graminae, Cyperaceae Araceae, las cuales son componentes importantes y dominantes en la vegetación, las especies registradas de esta subfamilia de mariposas son especies comunes y típicas de áreas perturbadas como *Cissia libye*, *C. confusa* *Hermeuptychia hermes* y *Pareuptychia metaleuca* (DeVries 1987).

Los valores altos de la abundancia y la riqueza de especies de la subfamilia Nymphalinae se puede presentar debido a que sus especies se encuentran asociadas con áreas perturbadas como *Anartia fatima*, *A. jatrophae*, *Adelpha cytherea*, *Marpesia petreus* y *Nessaea aglaura*, son fáciles de observar

en los pastizales, bosques riparios y bordes de los fragmentos; su distribución puede estar influenciada en la disponibilidad de recursos alimenticios, pequeños arbustos y árboles para la postura de huevos y de excremento, flores, frutos en descomposición para los individuos adultos.

Para Heliconiinae que presenta altos valores de la riqueza y la abundancia, puede deberse a que se registraron especies típicas de áreas abiertas, observadas en la cercanía de los bordes de los fragmentos y bosque riparios, como *Heliconius erato*, *H. hecale*, *Eueydes aliphera* y *E. isabella*. De la misma manera, se registraron especies que son típicas de hábitats boscosos (fragmentos de bosque), como *Heliconius cydno*, *H. sara*.

Los valores bajos de la abundancia y la riqueza de especies de las subfamilias de Lycaenidae y Riodinidae, constituyen indicador del alto grado de fragmentación que se evidencia en la zona, debido a que la mayoría de las especies de estos grupos son de interior de bosque (Brown 1991, DeVries *et al.* 1997) y se registraron con menores valores principalmente en los fragmentos de bosque.

2.4.2 COMPARACIÓN DE LA COMUNIDAD DE MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS

Se encontraron diferencias en la abundancia, riqueza, diversidad y composición de las especies de mariposas en cada uno de los diferentes hábitat. El mayor número total de especies (83) y de individuos de mariposas (1366) fueron registrados en los fragmentos de bosque. El menor número de especies (35) y de individuos (702) se apreció en las cercas vivas. Sin embargo, la mayoría de las especies observadas en los transectos realizados se caracterizan por ser propias de áreas abiertas y no tienen en cuenta la presencia o ausencia de una especie que sea exclusiva o dependiente del bosque.

Se observó que los pastizales y las cercas vivas registraron los valores más bajos de abundancia y número de especies, con diferencias significativas en los bosques riparios y fragmentos de bosque, donde se encontraron los valores más altos. De la misma manera, las especies propias de hábitat boscosos (fragmentos de bosques y bosques riparios) presentaron valores altos de abundancia, que en los pastizales y cercas vivas, como es el caso de: *Adelpha cytherea*, *Calycopis beon*, *Charis gynaea*, *Heliconius hecale*, *Leucochimona lagora*, *Mechanitis lysimnia*, *Morpho peleides*, *Nessaea aglaura*, *Parides arcas*, *Pareuptychia metaleuca*, *Perophtalma tullius*, *Taygetis Andrómeda* y *Thecla talayra*.

Los valores bajos de la riqueza de especies en los pastizales y cercas vivas pueden estar relacionados por los cambios en la composición, alteración del crecimiento y diversidad vegetal ocasionada por la ganadería intensiva (Kruess y Tschardtke 2002). Estos cambios en la vegetación hacen que los

parámetros microclimáticos (temperatura, humedad, radiación solar) sean más intensos en estos hábitat (pastizales y cercas vivas) y van a incidir en la distribución, composición abundancia y riqueza de especies de mariposas (Collinge *et al.* 2003).

Al comparar la abundancia de mariposas obtenidas en cada hábitat evaluado, con las abundancias esperadas según los modelos de distribución, series logarítmicas, log normal truncado y barra partida, se pudo establecer que la abundancia de los hábitat boscosos (fragmentos de bosque y bosques riparios) se ajustaron al modelo de series logarítmicas, por cuanto puede relacionarse con la dominancia de especies típicas de áreas perturbadas y/o áreas abiertas, que en la zona son especies comunes *Hermeuptychia hermes*, *Cissia libye* *Phoebis philea*, *P. argante*, *Anartia fatima*, *A. fatima*.

Los hábitat de pasturas y cercas vivas se ajustaron al modelo de log normal truncado (Magurran 2003, Moreno 2001). Lo anterior debido a que en la zona, los pastizales son la matriz dominante y las cercas vivas son utilizadas para delimitar los linderos de las fincas y potreros, éstos últimos se caracterizan por ser pequeños. Probablemente la distribución de las especies de mariposas se encuentra ligada a múltiples factores, como cambios del uso del suelo, disponibilidad de plantas hospederas, predación, dinámica poblacional, competencia intra e interespecifica, conectividad, heterogeneidad del hábitat, entre otras (Brown 1991, Daily y Ehrlich 1996, y Krauss 2003).

Sin embargo, se observó que la composición de los hábitat boscosos (fragmentos de bosque y bosques riparios) dentro del paisaje se encuentra conformado por una pequeña porción (21.88 %), que presentan una mayor riqueza de especies y dominio de especies raras, frente a los pastizales y cercas vivas. Estos resultados sugieren que en el paisaje agropecuario, los fragmentos de bosque y los bosques riparios presentan un efecto positivo sobre la conservación y distribución de las especies de mariposas (DeVries *et al.* 1997), debido a que la cobertura arbórea ayuda a mantener ciertas especies de flora y fauna típica de la zona Norte de Costa Rica, brindando nichos ecológicos, microclimas y ambientes favorables.

Para las diferencias encontradas con los índices de diversidad de Shannon-Weaver y Simpson, se evidenció que los fragmentos de bosque presentaron la mayor diversidad y dominancia de especies, frente a las cercas vivas cuyos valores fueron los más bajos; en los bosques riparios y pastizales, los valores resultaron similares, pero difiriendo de los fragmentos de bosque y cercas vivas, ya que se evidenciaron valores intermedios.

De igual manera, se registró un incremento de la abundancia, riqueza y composición de especies de mariposas, desde las cercas vivas hasta los fragmentos de bosque, iniciando con un orden ascendente

con la menor riqueza y abundancia de especies en las cercas vivas, seguido de los pastizales, los bosques riparios y por último los fragmentos de bosque, en los cuales se presentó una mayor riqueza, abundancia y diversidad (Cuadro 6). Resultados similares fueron apreciados por Krauss *et al.* (2003) en Alemania.

Evidenciado que el incremento de la abundancia y riqueza de especies de mariposas, se presentó con un orden ascendente desde las cercas vivas hasta los fragmentos de bosque (Figura 10), para el presente trabajo también se tuvo como antecedente el estudio realizado por Aguilar (1999) en bosque continuo en la región de Sarapiquí, el cual se caracteriza por tener una conectividad con el Parque Nacional Braulio Carrillo y ubicarse cerca al paisaje en estudio. En donde se apreció que los bosques bajo manejo forestal presentaron una mayor riqueza y diversidad de especies que en el bosque no intervenido. Por tanto, se evidenció que los resultados obtenidos se comportan bajo la hipótesis del disturbio intermedio, debido a que en los fragmentos de bosque se presentó una mayor riqueza de mariposas, pero, siguiendo la línea de la curva hacia la izquierda, los bosques bajo manejo forestal (BM1 y BM2) presentaron una menor riqueza y estos a su vez registraron una mayor riqueza que el bosque no intervenido (Figura10).

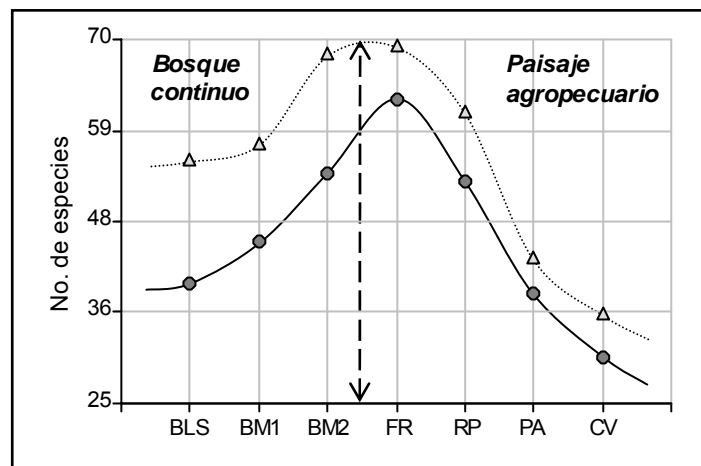


Figura 10. Riqueza de especies de mariposas en los hábitat evaluados en el paisaje agropecuario de Río Frio y en bosque continuo por Aguilar (1999). Especies observadas (línea continua), especies esperadas (Línea no conituna). BM1 y BM2 (bosques bajo manejo forestal), BLS (Estación Biológica La Selva-OET), FR (Fragmento), BR (Bosque Ripario), PA (Pastura), CV (Cerca viva).

Resultado que puede presentarse, debido a que en los hábitat boscosos (bosque bajo manejo forestal, los fragmentos de bosque y bosques riparios) se presenta alta regeneración natural y productividad, pueden mantener poblaciones viables de especies. De otra parte, si las tasas de disturbio aumentan se reduce la competencia haciendo prevalecer el dominio de especies invasoras (Meffe y Carrol 1997).

Resultados similares han sido apreciados en estudios en bosques aprovechados, bosques secundarios, bordes de bosques y claros, donde presentan una mayor heterogeneidad ambiental, la diversidad de mariposas es mayor (Raguso y Llorente 1991, Ramos 1996, DeVries *et al.* 1997, Aguilar 1999).

Sin embargo, se tiene evidencia que en el paisaje de estudio, se pueden observar tasas de disturbio altas en los hábitat boscosos, con base al dominio de una especie de mariposas *H. hermes*, que es típica de áreas perturbadas (DeVries 1987), la cual, se registró en los fragmentos de bosque con 403 individuos, en bosques riparios 407 individuos, en pastizales 439 individuos y en las cercas vivas 435 individuos (Figura 4). Esta especie en áreas boscosas con disturbios moderados o bajos, se puede apreciar en menor frecuencia. Resultados similares fueron evidenciados con *Cissia penelope* por DeVries *et al.* (1997) en un estudio de comparación de cuatro tipos de bosques en la amazonía ecuatoriana.

2.4.3 COMPARACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS ENTRE EL PAISAJE DE RÍO FRÍO Y BOSQUE CONTINUO

Las especies de mariposas observadas en el paisaje de Río Frío se caracterizan por ser típicas de áreas perturbadas, en razón a que la mayoría de los fragmentos que actualmente persisten en la zona se encuentran degradados; en el interior de ellos, la vegetación asociada al sotobosque es muy escasa debido al ingreso del ganado (observaciones personales). El efecto de la reducción de los bosques naturales, ocasionado por la expansión de las pasturas para la ganadería (Collinge *et al.* 2002), es evidenciado mediante las diferencias de composición de especies de mariposas, entre los bosques evaluados en el bosque continuo y los hábitat en el paisaje agropecuario.

Una notable diferencia entre las dos comunidades evaluadas, lo constituye la ausencia de especies dependientes de bosque en el paisaje de Río Frío, en donde se evidenciaron especies típicas de áreas abiertas tales como, *Actinote guatemalena*, *Anartia jatrophae*, *Cissia usitata*, *Chlosyne janais*, *Danaus plexippus*, *Eresia mechanitis*, *Eurema albula*, *E. nise*, *Hermeuptychia hermes*, *Megeuptychia antonoe*, *Siproeta stelenes*; en los bosques continuos, se caracterizo por especies de mariposas dependientes del bosque como *Antirrhea miliades*, *Dulcedo polita*, *Hypothyris euclea*, *Morpho granadensis*, *Morpho amathonte*, *Oleira Paula*, *Parides iphidamas* (DeVries 1987). Estos cambios que se evidenciaron en la composición de especies, puede deberse a que la comunidad de mariposas, es muy sensible a los disturbios dentro de los bosques, así como a los procesos de fragmentación que ocasionan cambios a nivel de estructura, composición florística (Delgado *et al.* 1997), intensidad lumínica, temperatura y humedad (Brown 1991), que pueden influir en la distribución, abundancia y riqueza de mariposas

diurnas. Resultados similares fueron apreciados por Pollard *et al.* (1998) en bosques de zonas templadas en el Reino Unido.

2.4.4 PREFERENCIA DE HÁBITAT EN EL PAISAJE DE RÍO FRÍO

El paisaje de Río frío se encuentra compuesto por una matriz agropecuaria, que presenta una cobertura arbórea diversa, representada por diferentes tipos de hábitat (fragmentos de bosque, bosques riparios, cercas vivas y pastizales con árboles dispersos), los cuales pueden brindar nichos ecológicos y ambientes favorables para el establecimiento y conservación de especies de mariposas, se tuvo en cuenta, para establecer en los cuatro hábitat evaluados las preferencias de hábitat de las mariposas que circundan y habitan en esta región.

De las 103 especies de mariposas observadas, únicamente 31 especies presentaron preferencia por algún hábitat específico evidenciándose que los hábitat boscosos (fragmentos de bosques y bosques riparios) fueron los más escogidos frente a los hábitat abiertos (pastizales y cercas vivas); de las cuales, el 71 % tuvieron preferencia por hábitat boscosos, como *Adelpha cytherea*, *Eueides lybia*, *Heliconius cydno*, *H. sara*, *Morpho peleides*, *Mechanitis lysimnia*, *M. polymnia*, entre otras (Cuadro 12), especies que generalmente se encuentran relacionados con ambientes, que reúnen condiciones nutricionales para los distintos estadios de su ciclo de vida, como plantas alimenticias para los individuos juveniles y adultos (Vargas *et al.* 1999). De igual manera, se encuentran especies sensibles a los cambios en el hábitat, ocasionados por la modificación en el uso de suelo, siendo sus poblaciones semi-aisladas (Vargas *et al.* 1999). Sin embargo, en los remanentes de bosque presentes en el paisaje, permiten el desarrollo de especies que requieren condiciones con poca alteración ambiental como: *Arawacus togarna*, *Calycopsis beon*, *Charis gynaea*, *Calycopsis beon*, y *Thecla talayra*.

Entre las especies de mariposas que tuvieron preferencias por hábitat, con poca complejidad estructural (patizales y cercas vivas) fueron observadas *Anartia fatima*, *A. jatrophae*, *Eurema nise*, *Danaus plexippus*, *Dryas iulia*, *Phoebis arganthe*, *P. philea* y *P. trite* que pueden depender de la disponibilidad de recursos alimenticios (pequeños arbustos y/o plantas herbáceas que se encuentren dispersas en los pastizales y cercas vivas), así como de otro tipo de recursos (excrementos y frutos en descomposición), que influyen en la distribución de estas especies. Este grupo, puede presentar una o varias generaciones a través del año (polivoltinas), alimentarse de diversas especies de plantas en estadios juveniles (polífagas), sus recursos alimenticios pueden estar presentes en dicho tiempo (Shapiro 1974, Vane-Wright y Ackery 1984). Son especies típicas de áreas abiertas, comunes en la región y nectarívoras que

pueden alimentarse de recursos florales, Asteraceae, Mimosaceae, Rubiaceae, Solanaceae, entre otras (DeVries 1997, Tobar *et al.* 2001).

2.4.5 COMPOSICIÓN DE ESPECIES DE MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS EN EL PAISAJE

Los resultados del análisis de conglomerado, evidenció que la comunidad de mariposas guarda relación con la complejidad estructural del hábitat, se estableció un grupo de especies indicadoras de perturbación (Kremen *et al.* 1993, 1994); las especies comunes y no las raras, deben ser seleccionadas de este grupo para ser utilizado como indicadores de hábitat (McCune y Grace 2002), debido a que las especies poco comunes no arrojan suficiente evidencia para el análisis.

La comunidad de mariposas se ha propuesto, como bioindicadores de biodiversidad en monitoreos de aprovechamiento forestal, como es el caso, de las especies frugívoras pertenecientes a la familia Nymphalidae (Daily y Erchlich 1995, DeVries 1997); otras mariposas han sido sugeridas como bioindicadores de conservación Heliconiinae e Ithomiinae (Brown 1992, Beccaloni y Gaston 1995, Beccaloni 1997, Ramos 1996). Los resultados del presente estudio, arrojan evidencia clara de la asociación de mariposas con el grado de complejidad estructural en este tipo de paisajes. Las especies *Dryas iulia*, *Hemiargus hanno*, *Hermeuptychia hermes*, *Phoebis philea*, *Phoebis argante* y *Eurema nise* que caracterizaron los transectos de los grupos G1 y G3 (Cuadro 13), pueden servir de gran utilidad como indicadores de hábitat perturbados y las mariposas pertenecientes al grupo G2, *Arawacus togarna*, *Calycopis beon*, *Cissia alcinoe*, *C. confusa*, *C. labe*, *C. libye*, *C. usitata*, *Eurybia caerulescens*, *Leucochimona lagora*, *Mechanitis polimnia*, *Heliconius hecale*, *Megeuptychia antonoe* y *Pareuptychia metaleuca* como indicadoras de hábitat más conservados. Resultados similares fueron obtenidos por Ramos (1996) con la familia Nymphalidae en un bosque fragmentado de la Amazonia Ecuatoriana, donde propuso a *Hermeuptychia hermes*, *Ypthimoides* sp1, *Y. disaffecta*, *Cissia penelope*, *Erichthodes numeria*, *Pharneuptychia pharnaces*, *Hamadryas feronia*, *H. februa* y *Biblis hyperia* como indicadores de áreas perturbadas; así como *Colobura dirce*, *Morpho achiles*, *Nessaea obrinus*, *Taygetis celia*, *T. echo* y *T. virgilia* como indicadores de ambientes más conservados.

En compendio, los resultados demostraron que para la comunidad de mariposas, los hábitat boscosos poseen una importancia ecológica dentro del paisaje (Renjifo 1999), ya que presentaron una mayor riqueza y composición de mariposas, al brindar diversos recursos alimenticios (frutos en descomposición, excrementos y néctar), sitios de percha u oviposición, refugio y variedad de estratos vegetales, para especies de mariposas típicas de estos ambientes *Pierella luna*, *P. helvetia*, *Mesosemia*

esperanza, *Perophtalma tullius*, *Sarota gamelia*, entre otras especies, que están restringidas a este tipo de hábitat.

Dada la importancia que revisten los fragmentos de bosque y bosques riparios en mantener una variedad de lepidopterofauna en el paisaje fragmentado, se hace fundamental, considerar acciones y planes de conservación de estos hábitat boscosos, en el paisaje de Río Frío ya que la pérdida de los mismos, traerá como consecuencia la desaparición de especies de mariposas (DeVries *et al.* 1997, Beccaloni 1997) así como la inevitable reducción de la riqueza y diversidad. Los fragmentos de bosque y bosques riparios en una matriz agropecuaria, pueden brindar variedad de recursos para la conservación de especies de mariposas y cumplir funciones de corredores biológicos (Haddad 1999).

Al comparar las curvas de acumulación de especies entre el bosque continuo y el paisaje fragmentado no se presentaron diferencias en el comportamiento y la riqueza de especies fue muy similar; sin embargo, la composición de especies presentó disimilitud, ya que las especies comunes en el paisaje fragmentado *Anartia fátima*, *A. jatrophae*, *Cissia libye*, *Cissia usitata*, *Heliconius sara*, *Hermeuptychia hermes*, *Phoebis philea* y *Mechanitis polymnia* en el bosque continuo, fueron especies ausentes. Las especies *Cithaeris menander*, *Parides childrenae* y *Pierella helvetia* fueron comunes en el bosque continuo y escasas en el paisaje fragmentado. De igual manera, se evidenció un grupo de especies que fueron comunes en ambas zonas *Adelpha cytherea*, *Cissia confusa*, *Heliconius cydno*, *Lycorea cleobaea*, *Morpho peleides*, *Nessaea aglaura* y *Phoebis argante*

Los pastizales pueden mantener una riqueza y abundancia de especies significativas dentro del paisaje fragmentado, a diferencia de los sistemas silvopastoriles (cercas vivas), ya que estos pueden conservar una variedad de especies más efectiva, dependiendo de la composición de especies vegetales y del arreglo espacial dentro del paisaje. Si estos sistemas se encuentran en cercanías o entre fragmentos de bosque, permitirán una conectividad estructural en el paisaje, siendo eficaces en la conservación de la biodiversidad, que si se encuentran inmersos dentro de una matriz de monocultivos (Harvey *et al.* 2000).

2.5 CONCLUSIONES

- Durante el período de muestreo las subfamilias más abundantes fueron Heliconiinae, Satyrinae y Nymphalidae.
- La mayor riqueza de especies de mariposas se encontró en los fragmentos de bosque y bosques riparios, siendo menor en los pastizales y cercas vivas.
- La abundancia y diversidad de especies de mariposas fue mayor en los fragmentos de bosque; en menor escala en los bosques riparios y pastizales que fue muy similar, en las cercas vivas fue menor.
- Los hábitat boscosos presentaron una composición de mariposas más compleja, con especies e individuos particulares de fragmentos de bosque, a la registrada en los hábitat abiertos, los cuales presentaron una composición típica de áreas abiertas y comunes para el paisaje.
- La especie *Hermeuptychia hermes* se caracterizo por ser la más dominante en el paisaje, de acuerdo con las observaciones en los hábitat evaluados registró el 40 % del total de individuos.
- Las especies de mariposas registradas presentaron mayor preferencia por los fragmentos de bosque y bosques riparios, que por los pastizales y cercas vivas.
- La identificación de especies indicadoras por el método de Dufrene y Legendre (1997) mostró dar resultados confiables y prácticos, para la caracterización de dos grupos de especies. El primero conformado por *Dryas iulia*, *Hemiargus hanno*, *Hermeuptychia hermes*, *Phoebis philea*, *Phoebis argante* y *Eurema nise* se proponen como indicadores de áreas perturbadas o degradadas. El segundo, conformado por: *Arawacus togarna*, *Calycopis beon*, *Cissia alcinoe*, *C. confusa*, *C. labe*, *C. libye*, *C. usitata*, *Eurybia caerulescens*, *Leucochimona lagora*, *Mechanitis polimnia*, *Heliconius hecale*, *Megeuptychia antonoe* y *Pareuptychia metaleuca*, se proponen como indicadores de ambientes más conservados dentro de paisajes fragmentados.
- La mayoría de las especies de mariposas que no se registraron en Río Frío durante este estudio, fueron especies dependientes del bosque, como resultado de la pérdida de área forestal en el paisaje, ocasionado por los cambios de uso del suelo, lo que ha favorecido el establecimiento de especies extremadamente abundantes en la región como *Hermeuptychia hermes*.

- En el paisaje la degradación de los hábitat boscosos ha contribuido notablemente a los cambios de la comunidad de mariposas, el cual fue evidenciado al comparar la composición de especies con las encontradas en el bosque continuo por Aguilar (1999).

2.6 BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar Amuchastegui, N. 1999. Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: Caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores. Tesis de Maestría. CATIE - Escuela de Posgrado, Turrialba- Costa Rica. 80 p.
- Andrade-C, M. G. 1995. *Actinote* (Nymphalidae I: Acraeinae). En P.M. Ruiz & P. Pinto (eds) Monografías de Fauna en Colombia N° 1. Nymphalidae: Acraeinae: *Actinote*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. 95 p.
- Beccaloni, G. W. y Gaston, K. J. 1995. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71: 77-86.
- Beccaloni, G.W. 1997. Vertical stratification of Ithomiinae Butterfly (Nymphalidae:Ithomiinae) mimicry complexes: the relationship between adult flight height and the larval host-plant height. *Biological journal of the Linnean Society* 63: 313 -341.
- Beier, P. y Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Brown, K.S. 1991. The conservations of neotropical environments insets as indicator. In: N.M. Collins & J.A. Thomas (eds). *The conservation of insect and their habits*. Academic Press: 449-504p.
- Brown, K. S. and Hutchings, R. W. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds). *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press – Chicago. : 91-110.
- Chacón, M. 2003. Cercas vivas y sus efectos en la estructura y conectividad en paisajes fragmentados neotropicales. Río frío, Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE.70.p.
- Collinge, S.K.; Prudic, K.L. y Oliver J. 2003. Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology* 17(1): 178-187.
- Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345, 101-118.
- Cowell, R.K. 2004. ESTIMATES: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.0. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.econn.edu/eESTIMATES>
- D'Abrera, B. 1984. *Butterflies of South America*. Hill House, Australia. 256 pp.

- Daily, G.C. y Ehrlich, P.R. 1996. Nocturnality and species survival. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 93: 11709–11712.
- DeVries, P.J. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton University Press. 327 pp.
- DeVries, P.J. 1997. Butterflies of Costa Rica and their natural history: volume II (Riodinidae) Princeton University Press. New Jersey. 288 pp.
- DeVries, P.J.; Murray, D. y 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.
- Delgado, D., Finegan, B. Zamora, N., Meir, P. 1997. Efecto del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: Cambios en la riqueza y composición de la vegetación. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 38p. (Serie técnica. Informe técnico no. 298)
- Dufrene, M. y Legendres, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs.* 67:53-73.
- Ehrlich, P.R. 1984. The structure and dynamics of butterfly populations in R.I. Van-Wright and P. R. Ackery, eds. *The Biology of Butterflies.* Academic Press, London.
- Gibbs J.P. and Stanton E.J. 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: Carrion beetles, phoretic mites and flies. *Ecological Applications* 11: 79–85.
- Gotelli, N.J. y Entsminger, G.L. 2004. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Burlington, VT 05465. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Haddad, N.M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications.* 153 (2): 215-227.
- Harvey, C; Guindon, CF; Haber, WA; Hamilton DeRosier, D; Murray, KG. 2000. The importance of forest patches. isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde. Costa Rica. In. XXI IUFRO World Congress 7-12 August 2000. Kuala Lumpur. Malaysia. Subplenary Sessions. Vol I. XXI IUFRO World Congress. International Union Of Research Organization. Kuala Lumpur, Malaysia. 787-798 p.
- Herdenson, P. A. y Seaby R, M. 2002. Pisces Conservation - Species Diversity & Richness III (SDR) V. 3.0
- Herrera, R. C. y Jansen, D. M. 1994. Climate some stations of Atlantic zone if Costa Rica. Phase 2. Report No. 88 Turrialba, Costa Rica. CATIE. The Atlantic zone programme.
- Hill, C.J. 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insect. *Conservation Biology* 9(6): 1559-1566.
- Hill, J.K., Hamer, K.C., Lace, L.A. and Banham, W.M.T. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology* 32: 754-760.

- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- Krauss, J.; ISteffan-Dewenter, I. y Tschardtke, T. 2003. How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies?. *Journal of Biogeography*. 30: 889–900.
- Kremen, C., Colwell, R. Erwin, T. Murphy, D. Noss R. & Sanjayan, M. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7(4):796-808
- Kremen, C. Merenlender A. & Murphy, D. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropic. *Conservation Biology* 8(2):388-397
- Kremen, D. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological applications* 4(3):407-422.
- Kruess, A. y Tschardtke, T. 2002. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation biology* 16(6):1570-1580.
- Magurran, A. 1988. *Ecological diversity measurement*. Princeton University Press. 178 pp.
- Magurran, A. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford. UK. 256pp.
- McCune, B. and Grace, J. B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 298 p.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.25* MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Meffe, G. K. and Carroll, C. R. 1997. *Principles of conservation biology*. Second edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts. 454 p.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la Biodiversidad. En Línea: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/mt1.htm>
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservations. *Trends in Ecology and Evolution*. 10:58-62.
- Pollard, E. Woiwod, I. P., Greatorex-Davies, J. N., Yates, T.J., Welch, R.C. 1998. The spread of coarse grasses and changes in numbers of Lepidoptera in a woodland nature reserve. *Biological conservation* 84: 17-24.
- Primack, R; Rozzi, R y Feisinger, P. 2001. Diseño de áreas protegidas. En: Primack, R; Rozzi, R; Feisinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. *Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas*. México, D.F. Fondo de Cultura Económica. p. 477-496.
- Raguso, R. A. Y Llorente-Bousquets, J. 1991. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtlas Mts., Vera Cruz, Mexico, revisited: species-richness and habitat disturbance. *Journal of Research on the Lepidoptera* 29 (1-2): 105-133
- Ramos, F. A. 1996. Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera* 35:29-41

- Renjifo, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13:1124-1139.
- Shapiro, A. M. 1974. The butterfly fauna of the Sacramento Valley, California. *Jour. Res. Lep.* 13:73-82.
- Spitzer, K., J. Jaros, J. Havelka, and Leps, J. 1997. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* 80: 9-15.
- Tobar-L, D.; Rangel-Ch, J.O. y Andrade-C, M.G. 2001. Las cargas polínicas de las mariposas (Lepidoptera: Ropalocera) de la parte alta de la cuenca del río Roble - Quindío - Colombia. *Caldasia* 23(2): 549-557.
- Vane-Wright, R y Ackery, P. 1984. The biology of butterflies. Symposium of the Royal Entomological Society of London Number 11. UK. 430 p.
- Vargas, I., Llorente, J. y Luis-Martínez, A. 1999. Distribución de los papilionoidea (Lepidoptera: Ropalocera) de la sierra de manantlán (250 - 1,650 m) en los estados de Jalisco y Colima. Publicaciones especiales del museo de zoología No. 11. UNAM, México. 153 p.
- Villacís Buenazo, J. 2003. Relaciones entre la Cobertura Arbórea Y El Nivel De Intensificación De Las Fincas Ganaderas En Río Frío, Costa Rica. Tesis de Maestría. CATIE - Escuela de Posgrado, Turrialba- Costa Rica. 150 p.

3 ARTÍCULO 2: PREFERENCIA DE HÁBITAT Y PATRONES DE MOVIMIENTO DE DOS ESPECIES DE MARIPOSAS DIURNAS EN UN PAISAJE FRAGMENTADO AL NORTE DE COSTA RICA

3.1 INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años los cambios que se dan al uso del suelo, han producido que las grandes extensiones de bosque natural, queden reducidos a un gran número de relictos de bosque aislados, de distintos tamaños y formas en una matriz inhóspita para la supervivencia de los organismos (Forman 1995). Como resultado, los paisajes naturales que actualmente persisten se encuentran fragmentados. La fragmentación de los bosques naturales, se considera como una de las mayores amenazas de la viabilidad y supervivencia de las poblaciones biológicas y del funcionamiento de los ecosistemas naturales (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995). Sus principales efectos incluyen cambios en la distribución, composición, abundancia y riqueza de especies, de la misma manera, genera cambios en las relaciones planta-insectos (Collinge *et al.* 2002). La fragmentación también, puede afectar la capacidad de movimiento de las especies de animales, dando lugar a reducción de las poblaciones naturales y por consiguiente problemas para su conservación (Haddad y Baum 1999).

Para mitigar los efectos negativos de la fragmentación, se ha propuesto la implementación de los corredores biológicos como una medida para reducir el aislamiento y mantener la viabilidad de las poblaciones de fauna y flora en paisajes fragmentados. Por lo general el movimiento animal a escala de paisaje ha sido de gran interés para la ecología de poblaciones con énfasis en su conservación (Hill 1995). Sin embargo, los corredores pueden servir como hábitat para ciertas especies y como corredores de movimiento para otras, estas funciones de los corredores van a depender si ellos pueden mantener poblaciones residentes o si los individuos de una especie se desplazan de un parche a otro a través de ellos (Bennett *et al.* 1994). Esta estrategia ha surgido mediante la observación teórica y empírica que demostró, que el intercambio de individuos entre poblaciones puede aumentar la persistencia local y regional de las poblaciones biológicas, especialmente para poblaciones pequeñas y aisladas (Hill, 1995; Sutcliffe y Thomas, 1996).

Recientemente, algunos estudios sugieren que existe una relación directa entre los límites del hábitat y el comportamiento de las mariposas en áreas fragmentadas (Haddad 1999; Berggren *et al.* 2002). Ries y Debinski (2001) evidenciaron que una mariposa típica de bosque, tiene menor rango de desplazamiento y está fuertemente influenciada por el límite de su hábitat, a diferencia de las mariposas generalistas que pueden adaptarse a cualquier hábitat, tienen mayor rango de desplazamiento y estar favorecidas cuando se ocasionan disturbios en el bosque.

No obstante, los movimientos o actividades de las mariposas diurnas puede ocurrir, como producto del resultado de cierto comportamiento especial como es el cortejo, vuelo migratorio, búsqueda de recursos alimenticios o exploración del hábitat (Norberg *et al.* 2002), en el cual, puede haber una estrecha relación entre la preferencia del hábitat y sus actividades en el paisaje. Esta relación, también es dependiente de la adaptación de las especies a los cambios del hábitat ocasionados por la fragmentación (Leimar, *et al.* 2003)

El presente estudio, determinó la preferencia de hábitat y patrones de movimiento de dos especies de mariposas (*Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia*) en un paisaje fragmentado en la región de Río Frío, Sarapiquí, Heredia, Costa Rica, así como el uso de corredores potenciales (cercas vivas, bosques riparios) para sus actividades diarias. La selección de las dos especies, obedeció a que su vuelo es lento, por lo que hace fácil su percepción en campo, además de ser comunes en ésta región, tener preferencias alimenticias por flores y encontrarse asociadas a áreas boscosas perturbadas (DeVries 1987), *Heliconius sara* se halla restringida por su estrecha relación con su planta hospedera (*Passiflora auriculata*), que se topa principalmente en el borde del bosque y en bosque ripario, ocasionando que la distribución de sus poblaciones sea local en el paisaje, a diferencia de *Mechanitis polymnia* que es una especie asociada a áreas perturbadas y tiene varias plantas hospederas pertenecientes al género *Solanum* (Solanaceae) (DeVries 1987).

3.2 METODOLOGÍA

3.2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en la localidad de Río Frío, ubicada en el Cantón de Sarapiquí, en la Provincia de Heredia, perteneciente al sector norte de la región Atlántica de Costa Rica (Figura 1). Geográficamente se encuentra entre las coordenadas 10° 36' 05" y 10° 34' 03" N y 84° 04' 55" y 84° 06' 06" E, con una extensión aproximada de 16000 ha., donde tiene presencia el proyecto FRAGMENT (*Desarrollo de Métodos y Modelos de valoración de Impactos de Árboles en la Productividad de Fincas y Biodiversidad Regional en Paisajes Fragmentados*). La topografía varía desde plana hasta inclinada con pendientes que oscilan entre 0 y 15%, predominando las pendientes del 15%. La región se encuentra a una elevación que varía entre los 100 y 300 m.s.n.m. La precipitación media anual es de 4120 mm., con 4 meses (enero, febrero, marzo y abril) en los que se registra una marcada disminución de la precipitación. La humedad relativa promedio anual es del 88%, la temperatura promedio anual es de 25.4 ° C con poca variación durante el día. La zona de vida corresponde a un bosque muy húmedo tropical (Herrera y Jansen 1994).

La actividad predominante en Río Frío está constituida por la producción pecuaria (leche, carne, doble propósito), el paisaje se encuentra conformado por una matriz de pasturas, con cercas vivas compuestas principalmente, por Poró (*Erythrina costarricensis*) y Madero negro (*Gliricidia sepium*), presentan una longitud total promedio por finca de 1.5 ± 1.4 km., con variaciones entre 0 y 2.5 km (Villacís 2003), usualmente, los árboles presentes en las cercas vivas, son podados con una frecuencia de una a cuatro veces por año (Villacís 2003), la altura está entre 1.5 – 2.5 m (observaciones personales).

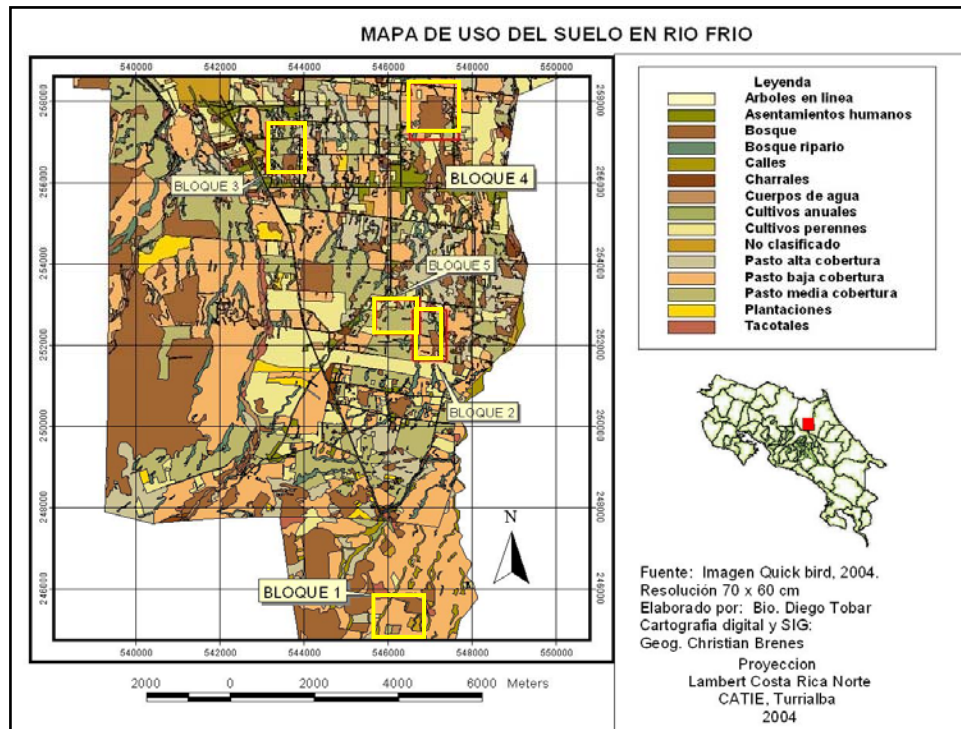


Figura 1. Mapa del uso del suelo, región de Río Frío, Costa Rica, 2004. Los recuadros amarillos indican los sitios de muestreo seleccionados para el presente estudio.

Un estudio preliminar de la diversidad de especies arbóreas en el paisaje, identificó 145 especies pertenecientes a 46 familias (Chacón 2003). En cuanto a la distribución de la riqueza de especies en los fragmentos de bosque se registraron 90; en los bosques riparios 91 y en los pastizales 30 (Chacón 2003). Evidenció como especies de árboles más comunes *Pentaclethra macroloba*, *Stryphnodendron microstachyum* y *Goethalsia meiantha*. Los fragmentos de bosque y los bosques riparios fueron similares en cuanto a la composición, riqueza y diversidad de especies arbóreas y en los pastizales menos diversos que los hábitat boscosos (Chacón 2003). Todos los fragmentos de bosque muestreados en el presente estudio, evidenciaron considerables disturbios ocasionados principalmente por la extracción de madera o frutos, así como el ingreso del ganado al bosque. Las áreas de bosques riparios

presentaron poca vegetación herbacea, debido a las aplicaciones de herbicidas en la cercanía a los potreros (Observaciones personales).

De igual manera se evidenció en las cercas vivas los siguientes árboles dominantes *Erythrina* sp. (Poró), *Gliricidia sepium* (Madero negro) y *Psidium guajava* (Guayaba); en los fragmentos de bosque, bosques riparios y pastizales, las especies predominantes *Carapa guianensis* (Cedro Macho) *Vitex cooperi* (Manu Platano) *Zanthoxylum* sp. (Lagartillo) *Hyeronima alchorneoides* (Pilon). Las especies comunes en los cuatro hábitat evaluados *Pentaclethra macroloba* (Gavilán), *Cordia alliodora* (Laurel), la abundancia y su distribución, se aprecia en el Cuadro 1. El resto de especies se relacionan en el Anexo 1.

Cuadro 1. Diez especies más abundantes en los hábitat evaluados en el paisaje fragmentado de Río Frío.

Especie	Abundancia absoluta	Abundancia Relativa	Hábitat
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Gavilan)	453	23.79	Fragmentos, bosques riparios, cercas vivas y pasturas,
<i>Cordia alliodora</i> (Laurel)	145	7.62	Fragmentos, bosques riparios, cercas vivas y pasturas,
<i>Erythrina</i> sp. (Poró)	143	7.51	Cercas vivas, pasturas
<i>Vitex cooperi</i> (Manu Platano)	81	4.25	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Carapa guianensis</i> (Cedro Macho)	79	4.15	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Minquartia guianensis</i> (Manu Negro)	66	3.47	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Psidium guajava</i> (Guayaba)	58	3.05	Cercas vivas, pasturas
<i>Zanthoxylum</i> sp. (Lagartillo)	50	2.63	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Pilon)	44	2.31	Fragmentos, bosques riparios y pasturas.
<i>Iriartea deltoidea</i> (Palmito dulce)	44	2.31	Fragmentos y pasturas

En los fragmentos de bosque y bosques riparios en el sotobosque y en el estrato herbáceo se observó la dominancia de las especies *Faramea eurycarpa* (Rubiaceae), *Solanum* sp., *Solanum rugosum* (Solanaceae), *Lantana camara* (Verbenaceae), *Taraxacum officinale*, *Melopodium* sp., *Bidens pilosa* (Asteraceae), *Rhynchospora nervosa* (Cyperaceae), *Arachis pintoi* (Fabaceae), *Morus alba* (Moraceae), *Urea* sp. (Urticaceae), *Passiflora* sp. (Pasiflorácea), así mismo figuran especies de Pteridofitos, Araceae y Melastomataceae. *Asclepias* sp. (Asclepiadaceae) fue observada contigua a las cercas vivas.

3.2.2 CARACTERIZACIÓN Y SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO EN EL PAISAJE

Para la caracterización del paisaje fragmentado de Río Frío, respecto de su cobertura arbórea y los diferentes usos del suelo, se tuvieron en cuenta las interpretaciones efectuadas en una fotografía aérea de 1998 (Proyecto Terra, escala 1:40000) realizada por Chacón (2003) y la interpretación de una imagen satelital (Quickbird año 2004) efectuada por el Geog. Christian Brenes en CATIE, a una escala 1:5000

(Figura 1). La región se caracteriza por la presencia de 13 tipos diferentes de uso del suelo, principalmente por pasturas de diversa cobertura arbórea, fragmentos de bosque denso, bosques riparios y cultivos perennes principalmente de palmito (Cuadro 2).

Cuadro 2. Representación porcentual de cada uno de categorías de hábitat en el paisaje y tamaños promedios de parches (P) en 15931.12 ha, Río Frío, Costa Rica.

Categorías	Total ha	% del paisaje	# parches	% del número de parches	Área promedio del parche (ha)	DS. área del parche (ha)	Área mín. del parche (ha)	Área máx. del parche (ha)
Árboles en línea	182.49	1.15	536	10.01	0.34	0.65	0.05	10.36
Áreas rurales	518.89	3.26	561	10.48	0.92	1.6	0.05	21.61
Bosque	2524.65	15.85	415	7.75	6.08	31.35	0.06	581.7
Bosque ripario	959.97	6.03	582	10.87	1.65	2.5	0.07	34.12
Chárrales	225.82	1.42	118	2.20	1.91	3.55	0.09	26.97
Cuerpos de agua	213.81	1.34	53	0.99	4.03	12.6	0.09	82.47
Cultivos anuales	4.47	0.03	5	0.09	0.89	0.69	0.31	2.01
Cultivos perennes	3286.98	20.63	1072	20.02	3.07	12.51	0.05	365.01
Pasto alta densidad arbórea	1358.19	8.53	397	7.42	3.42	7.87	0.05	82.01
Pasto baja densidad arbórea	3648.47	22.90	775	14.48	4.71	11.3	0.05	181.89
Pasto media densidad arbórea	2488.49	15.62	530	9.90	4.7	10.57	0.05	86.74
Plantaciones	271.17	1.70	88	1.64	3.08	5.02	0.09	25.19
Tacotales	247.73	1.55	187	3.49	1.32	1.52	0.11	10.66
Total	15931.12	100	5354	100				

Con base en la caracterización del paisaje, se seleccionaron para el presente estudio cinco fragmentos de bosque con una matriz de pastura, que estuvieran conectados a bosques riparios u otros relictos mediante bosques riparios o cercas vivas, los cuales fueron considerados como bloques para fines de muestreo. En cada hábitat se estableció un transecto de 150 m., de longitud, fueron distanciados entre si 150 m., para lograr independencia entre ellos (Figura 2). El análisis estadístico se realizó bajo un diseño en bloques completamente aleatorizados, con cinco repeticiones.

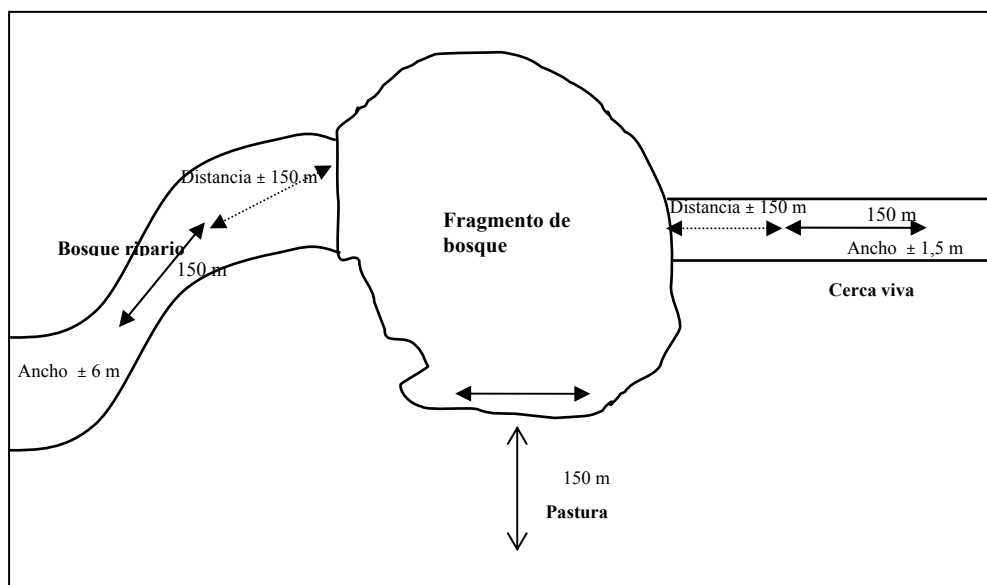


Figura 2. Esquema de la ubicación de los transectos realizados en cada uno de los hábitat evaluados en los sitio de muestreo en la región de Río Frío, Costa Rica. Línea continua transecto establecido, línea no continua distancia entre los transectos.

Los fragmentos de bosque, se interpretaron como un área, donde los árboles eran la forma de vida dominante, con una cobertura de copa mayor del 20%, y una extensión mínima de 8 ha. Se caracterizaron por la presencia de árboles maduros de diferentes edades, especies y porte variado, con uno o más doseles, con una altura no menor de 5 metros. Al igual que para los fragmentos de bosque, los bosques riparios se interpretaron como un área donde los árboles eran la especie dominante pero, que en este caso se encontraban a orillas de corrientes de agua: ríos, arroyos, quebradas, cañadas con un ancho mínimo de 8 m y longitud mínima de 300 m. Para las cercas vivas, se tuvieron en cuenta, como una fila de árboles limitando fincas o potreros compuestas principalmente por Poró (*Erythrina costarricensis*) y/o Madero negro (*Gliricidia sepium*), podían presentar curvaturas y formación de ángulos, pero debían presentar una longitud mínima de 300 m cada una. Los potreros se identificaron como áreas, en las cuales existía una dominancia de gramíneas, en las imágenes, su aspecto es de una tonalidad diferente a la observada en los fragmentos de bosque. Para el caso particular de los potreros se escogieron pasturas con una cobertura arbórea entre 10 y 25%.

3.2.3 FASE DE MUESTREO

El estudio se realizó entre los meses de abril - julio de 2004, las observaciones del comportamiento de mariposas, fueron restringidas entre las 11:00 – 14:00 horas, cuando se apreciaba la mayor actividad de mariposas durante el día (DeVries 1987). Estos avistamientos, se hicieron en los transectos establecidos para las observaciones de la comparación de hábitat (fragmentos de bosque, bosques riparios, pastizales

y cercas vivas) en el estudio de Tobar (2004), registrándose un total de 30 individuos de cada especie de mariposa (*Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia*), las cuales se siguieron por 15 minutos, pudiéndose apreciar las diferentes actividades que realizaban, como vuelo, alimentación, percha y oviposición. De la misma manera, se registraban las rutas de movimiento, marcándose mediante la ayuda de un GPS, durante los recorridos de los transectos se tomaba la temperatura y humedad del hábitat mediante un higrómetro; cada medición se realizaba cada 15 minutos durante las horas de observación.

3.2.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

3.2.4.1 ANÁLISIS DE LA PREFERENCIA DE HÁBITAT

Teniendo como base la metodología empleada en el estudio de diversidad de mariposas en el paisaje de Río Frío (Tobar 2004), las abundancias obtenidas en los transectos realizados en cada hábitat (fragmentos de bosque, bosques riparios, pastizales y cercas vivas) para las dos especies de mariposas (*Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia*), se utilizaron para realizar el análisis de preferencia de hábitat. La abundancia observada de las dos especies en cada hábitat, fue comparada estadísticamente mediante un ANDEVA para un diseño en bloques completamente aleatorizado, en donde se probó la hipótesis nula que la abundancia se distribuye igual en todos los hábitat. Para detectar las diferencias entre las medias y por ende la preferencia de hábitat, se utilizó la prueba de Duncan. La abundancia de cada especie fue transformada a raíz cuadrada (función estabilizadora de la varianza).

El modelo matemático fué el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + H_j + \epsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijkl} = variable observada

μ = media general

B_i = efecto de i -ésimo bloque (i = Sitio de muestreo)

H_j = efecto del hábitat a evaluar.

ϵ_{jkl} = términos de error supuestamente con una distribución normal ($0; \sigma^2$)

3.2.4.2 PATRONES DE LAS ACTIVIDADES REALIZADAS POR LAS MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS

Para el análisis del tiempo, se utilizaron gráficos de barras apiladas que permitieron comparar las proporciones de tiempo de cada actividad realizada por las mariposas entre hábitat por especies. Los datos individuales de las dos especies evaluadas (*Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia*) se analizaron

mediante ANDEVA siguiendo un modelo para un diseño completamente aleatorizado (DCA). Los tratamientos, surgieron de la combinación de los factores tipo de actividad con 4 niveles (alimentación, percha, desplazamiento y oviposición) y hábitat, para un total de 16 tratamientos. La variable de respuesta fue la proporción de tiempo dedicada a cada actividad en 15 minutos de observación, por cada uno de 30 individuos (repeticiones). La variable proporción fue transformada a raíz cuadrada del arco seno (función estabilizadora de la varianza) (InfoStat 2004).

El modelo matemático para cada una de las dos especies corresponde a:

$$Y_{ijk} = \mu + S_j + H_j + S*H_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Donde:

Y_{ijk} = proporción de tiempo dedicada a cada actividad.

μ = media general

S_i = efecto de la actividad.

H_j = efecto del hábitat.

$S*H_{ij}$ = es la interacción entre el efecto de la actividad y el hábitat.

ε_{kl} = términos de error supuestamente con una distribución normal (0; σ^2)

3.3 RESULTADOS

3.3.1 PREFERENCIA DE HÁBITAT

En los transectos realizados en los hábitat evaluados, se registraron un total de 90 individuos de *Heliconius sara* y 138 individuos de *Mechanitis polymnia*. Los hábitat presentaron diferencias significativas en cuanto, a la distribución de la abundancia promedio de los individuos, ambas especies presentaron valores bajos de abundancia en las cercas vivas, pero diferentes respecto a los fragmentos de bosque y bosques riparios (*H. sara*: $F = 9.19$; $P = 0.0020$, *g.l.* = 12; $N = 20$; *M. polymnia*: $F = 3.24$; $P = 0.0503$, *g.l.* = 12; $N = 20$). Para *H. sara* los valores promedio de la abundancia más altos fueron apreciados en los fragmentos de bosque seguido de los pastizales y bosques riparios; *Mechanitis polymnia* registró los valores más altos en los fragmentos de bosque y bosques riparios (Cuadro 3). Los cambios de temperatura y humedad no presentaron efecto sobre la distribución y abundancia de estas mariposas (Temperatura $F = 0.5512$, $P = 0.5512$; Humedad $F = 0.1639$ $P = 0.1639$)

Cuadro 3. Número promedio de individuos (n) observados de las dos especies de mariposas por transecto realizados en cada hábitat en el paisaje de Río Frío.

Hábitat	<i>Heliconius sara</i>	<i>Mechanitis polymnia</i>
Fragmentos	3.01 (A)	3.15 (A)
B. riparios	1.6 (B)	2.67 (B)
Pastizales	2.12 (AB)	1.8 (C)
Cercas vivas	0.65 (C)	1.09 (C)

Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$), prueba de Duncan

3.3.2 PATRONES DE LAS ACTIVIDADES REALIZADAS POR LAS MARIPOSAS EN LOS HÁBITAT EVALUADOS

Los individuos seguidos ($n=30$) de cada especie de mariposa, dedicaron distinta proporción de tiempo a las diversas actividades observadas (percha, desplazamiento, alimentación y oviposición; *H. sara*: $F = 6.19$; $P = 0.0010$, *M. polymnia*: $F = 4.98$; $P = 0.0003$). Sin embargo, ambas especies dedicaron la mayor proporción de tiempo en desplazamiento. La proporción de tiempo utilizado para percha fue muy similar en los individuos de ambas especies y la alimentación fue una actividad que registró mayor proporción de tiempo *Mechanitis polymnia* que *H. sara* (Figura 3).

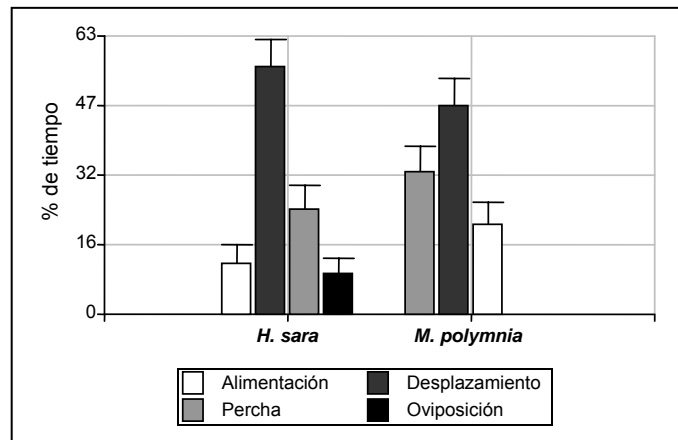


Figura 3. Las barras verticales son el porcentaje promedio de tiempo dedicado a cada actividad para *Heliconius sara* y *Mechanitis polymnia* durante las observaciones directa de individuos ($n=30$ individuos/especies) en el paisaje de Río Frío.

En relación a las actividades realizadas por las mariposas en los hábitat evaluados, evidenció que la *Heliconius sara*, únicamente fue observada en los fragmentos de bosque, cuando se alimentaba de plantas con flores pertenecientes a las familias Asteraceae, Solanaceae y Passifloráceae. Con mayor frecuencia en los hábitat boscosos (fragmentos de bosque y bosques riparios) se observó *Mechanitis*

polymnia, alimentándose especialmente de pequeños y medianos arbustos de Asteraceae ; en menor decadencia se observó en los pastizales y cercas vivas (Figura 4).

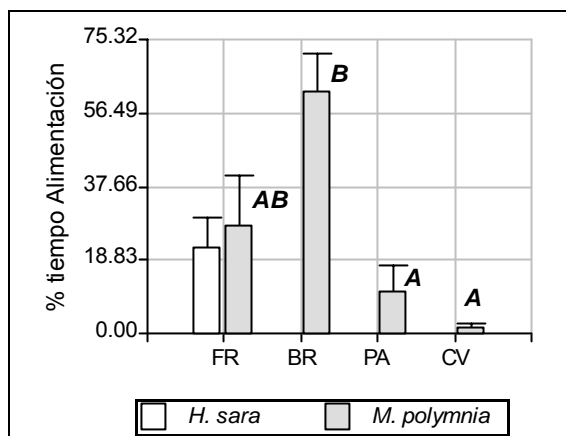


Figura 4. Proporción de tiempo dedicado a alimentación en *Heliconius sara* (n= 7) y para *M. polymnia* (n= 10 individuos en fragmentos, n= 16 en bosques riparios, n=2 en pastizales y n = 1 en cercas vivas) en los hábitat observados en el paisaje de Río Frío. Letras distintas en cada barra indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$, prueba de Duncan) para cada especie entre hábitat. Fr: Fragmento, BR: Bosque Ripario, PA: Pastura, CV: Cerca viva.

La proporción de tiempo dedicada por las dos especies *H. sara* y *M. polymnia* a percha, presentó diferencias significativas, observándose que fue mayor en cercas vivas (Figura 5); que en relación con los fragmentos de bosque, bosques riparios y pastizales; los individuos fueron observados posados sobre las hojas de pequeñas plantas herbáceas o helechos asociados en cada hábitat.

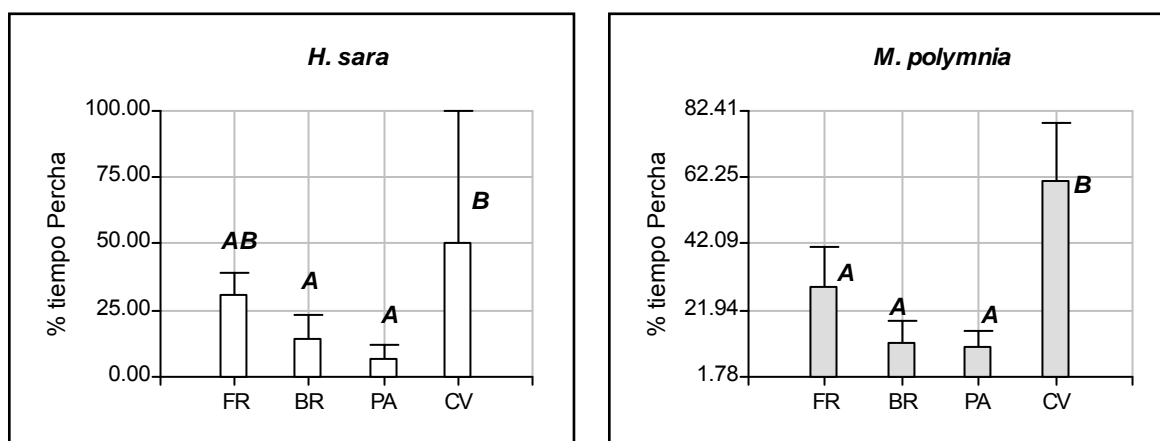


Figura 5. Proporción de tiempo dedicado a percha en *H. sara* (n= 10 individuos en fragmentos, n= 5 en bosques riparios, n=4 en pastizales y 2 en cercas vivas. Para *M. polymnia* (n= 5 individuos en fragmentos, n= 6 en bosques riparios, n=5 en pastizales y 4 en cercas vivas) en los hábitat observados en el paisaje de Río Frío. Letras distintas en cada barra indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$, prueba de Duncan) para cada especie entre hábitat. Fr: Fragmento, BR: Bosque Ripario, PA: Pastura, CV: Cerca viva.

El desplazamiento de *H. sara* tuvo más frecuencia en los pastizales y bosques riparios, los cuáles eran utilizados para desplazarse entre fragmentos (observaciones personales); en menor proporción prefirieron los fragmentos de bosque y cercas vivas. Para *M. polymnia* la proporción de tiempo dedicado a desplazamiento fue mayor en pastizales en comparación con los demás hábitat (Figura 6).

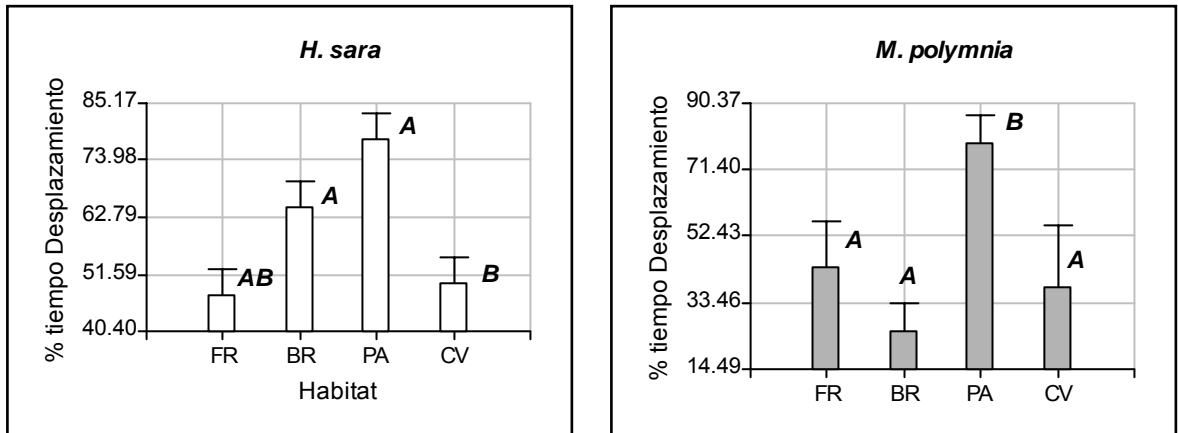


Figura 6. Proporción de tiempo dedicado a desplazamiento en *H. sara* (n= 18 individuos en fragmentos, n= 9 en bosques riparios, n=14 en pastizales y 2 en cercas vivas. Para *M. polymnia* (n= 10 individuos en fragmentos, n= 15 en bosques riparios, n=16 en pastizales y 4 en cercas vivas) en los hábitat observados en el paisaje de Río Frío. Letras distintas en cada barra indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$, prueba de Duncan) para cada especie entre hábitat. Fr: Fragmento, BR: Bosque Ripario, PA: Pastura, CV: Cerca viva.

En el bosque ripario únicamente se observó *H. sara* depositando los huevos en las ramas y tallos de su planta hospedera (*Passiflora auriculata*), esta actividad se apreció en cuatro hembras con una media de proporción de tiempo observado en oviposición de 57.5 ± 37.5 segundos.

3.4 DISCUSIÓN.

La preferencia de hábitat de las dos especies estudiadas presentan comportamientos ecológicos diferentes, *Heliconius sara* es típica de áreas boscosas (DeVries 1987), tuvo mayor preferencia por los fragmentos de bosque, bosque riparios y pastizales (Cuadro 3), lo cual, probablemente puede estar relacionada dentro del paisaje fragmentado, debido a que las variaciones microclimáticas y la disminución de los hábitat naturales pueden reducir la disposición de áreas de alimentación, sitios de percha y oviposición; mientras que *Mechanitis polymnia* se encuentra asociada con áreas perturbadas (DeVries 1987), presentó preferencias por los hábitat boscosos (fragmentos de bosque y bosques riparios), que puede estar relacionado con la mayor disponibilidad de plantas herbáceas de las familias Solanaceae y Asteraceae, consideradas como su principal fuente de alimento para los individuos adultos (DeVries 1987).

Respecto de las actividades observadas en las dos especies de mariposas, se registró que la proporción de tiempo utilizado para percha, alimentación, oviposición y desplazamiento fue diferente para ambas especies. En términos generales, se apreció que el comportamiento más frecuente lo constituyó el desplazamiento, seguido de alimentación para *M. polymnia* y el comportamiento de percha para *H. sara*.

Se constató diferencias en cuanto al tiempo de observación de cada actividad en los hábitat evaluados, donde la oviposición de *Heliconius sara* en los bosques riparios y la alimentación de ambas especies, puede estar fuertemente influenciada por la disponibilidad de fuentes de alimento tanto, para los individuos adultos, como para estadios juveniles que únicamente se encontró en los hábitat boscosos. En los pastizales y cercas vivas la oferta de recursos alimenticios fue limitada, debido al manejo de las pasturas y las cercas vivas en la región por los productores (aplicación de herbicidas y podas cíclicas a las cercas). Según Villacís (2003) la aplicación de herbicidas y fertilizantes químicos en las fincas ganaderas de Río Frío tiene la meta de obtener una mayor producción de carne y leche.

La respuesta del uso de herbicidas en las declinaciones de las poblaciones de mariposas, ha sido reportado para hábitat de bosque en zonas templadas por Boatman (1992), donde evidenció que el uso de herbicidas en zonas agrícolas y ganaderas, reducen los recursos alimenticios y limita el movimiento que puedan tener los individuos adultos y juveniles. Las mariposas son especialmente más vulnerables a los herbicidas en la etapa pupal (Davis *et al.* 1991), resultados similares fueron obtenidos en el estudio del comportamiento de tres especies de *Pieris* (Pieridae), donde sus patrones de movimientos y comportamiento están fuertemente influenciado por el manejo de las zonas agrícolas en el Reino Unido (Dover 1997).

En cuanto, al tiempo dedicado a percha se observó en las dos especies, que su comportamiento fue muy similar; sin embargo, los individuos de estas especies preferían calentar sus alas en las cercanías de las áreas boscosas, mientras en las áreas abiertas, se posaban en hojas de pequeños arbustos, dispersos en los potreros por pequeños periodos de tiempo. Este comportamiento puede estar relacionado a que estas especies, han adoptado como método de defensa en contra de sus enemigos naturales (vertebrados e invertebrados) el mimetismo, el cual, se ha ocasionado como resultado de una coevolución adaptativa de las especies (Vane-Wright y Ackery 1984), *Heliconius sara* como estrategia de defensa, forma un complejo mimético con *Heliconius cydno* (DeVries 1987), las cuales, fueron observadas en el paisaje estudiado; *Mechanitis polymnia*, por su parte, forma un complejo mimético con *Melinaea ethra* (Ithomiinae), *Heliconius ismenius* (Heliconiinae) y *Lycorea ilione* (Danainae) (DeVries 1987), que también fueron observadas con pocos individuos, lo cual puede atribuirse a que *Mechanitis polymnia* es una especie no palatable principalmente para las aves insectívoras, debido a que adquiere los

compuestos tóxicos por las plantas con flores que le sirven de alimento (Vélez y Salazar 1991), principalmente Asteraceae, las cuales fueron comunes en los bordes de bosques y cercanías de las orillas de los bosques riparios.

Se evidenció que *Mechanitis polymnia* en las áreas abiertas realizaba vuelos exploratorios, los individuos observados salían de los fragmentos hasta una distancia ± 200 m en las pasturas y/o bosques riparios y luego se devolvían en busca de lugares para percha o alimentación, donde se observaba posada sobre las hojas o alimentándose en plantas herbáceas asociadas a los hábitat boscosos por periodos de ± 2 minutos; en las cercas vivas se observó en menor frecuencia (observaciones personales; Figura 7). Lo anterior, probablemente debido al bajo número de plantas asociadas con las cercas vivas que puedan proveer alimentos para los individuos adultos y juveniles de mariposas (Dover 1997), donde las especies que más predominaban en este hábitat eran Poró (*Erythrina costaricensis*) y Madero negro (*Gliricidia sepium*).

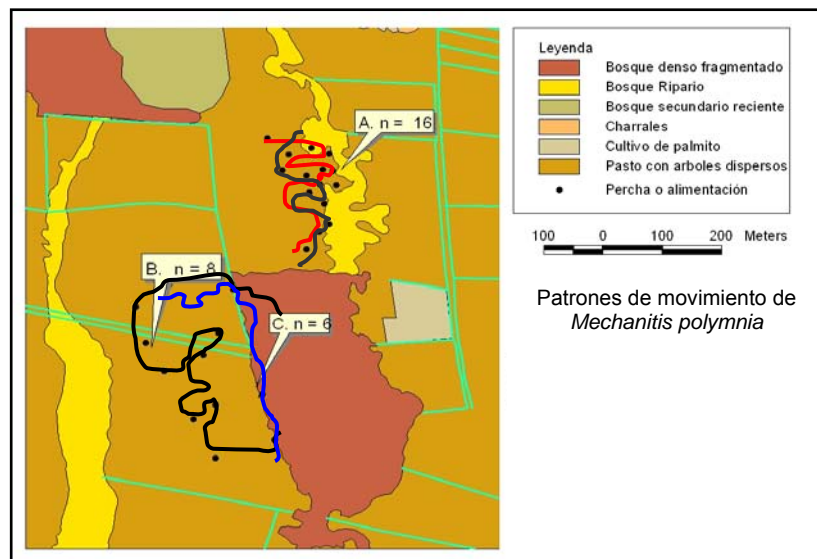


Figura 7. Esquema de los patrones de movimiento observados de *M. polymnia* (n=30) en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío; A: Alimentación en bosque ripario (n = 16); B: Desplazamiento y percha en pastizales (n=8); C: Desplazamiento y alimentación en borde (n=6)

Se observó que el comportamiento de vuelo exploratorio de *M. polymnia*, puede deberse a una forma de ampliar su hábitat al encontrar nuevos nichos para su colonización y mantener poblaciones viables. Resultados similares fueron obtenidos en el estudio experimental de Leimar *et al.* (2003) cuando compararon los movimientos de dos especies de satyrinos: *Lopinga achine* y *Pararge aegeria* que presentaron preferencia por hábitat boscosos, estos autores estimaron que *L. achine* presentaba menores tasas de dispersión que *P. Megeria*, donde el movimiento de estas dos especies estaba influenciado por

la disponibilidad de plantas hospederas para la oviposición, el cual fué un recurso limitante para el desplazamiento de las hembras entre los fragmentos para *L. achine*.

A diferencia de *M. polymnia*, los individuos de *Heliconius sara* prefirieron los bosques riparios y pastizales para realizar desplazamientos entre parches de bosque (Figura 8). El patrón de desplazamiento diario hacia diferentes parches a través de la matriz circundante (pastizales) y corredores (bosque riparios) puede deberse a una estrategia para un mejor aprovechamiento de las ofertas disponibles de recursos alimenticios y el establecimiento de puntos favorables para la percha, alimentación y oviposición dentro del paisaje (Figura 8). En las cercas vivas, se observaron en muy baja frecuencia y atravesándolas perpendicularmente pasando por debajo de un árbol.

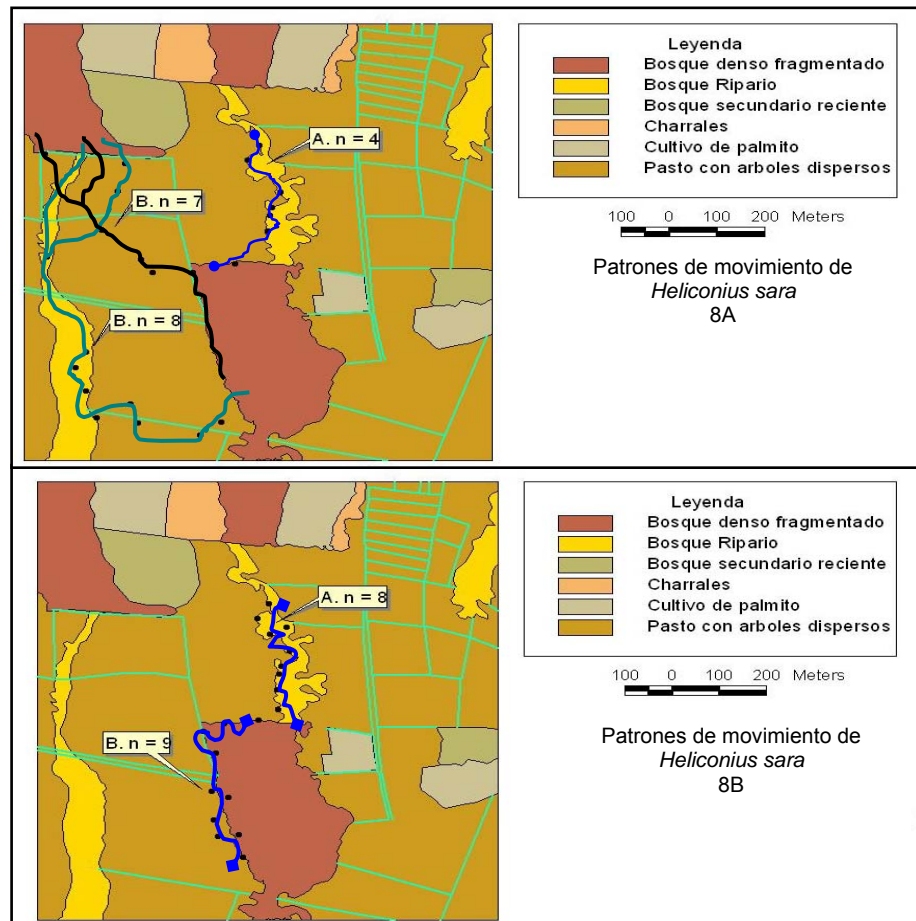


Figura 8. Esquema de los patrones de movimiento observado de *H. sara* (n=30) en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío. **8A.** A: Oviposición en bosque ripario (n = 4); B: Desplazamiento en pastizales (n=8); **8B.** A: sitios de percha en bosque riparios (n=8) y B. Desplazamiento y alimentación en fragmento de bosque (n=9).

De igual manera, se ha evidenciado que los procesos de fragmentación que persisten en Río Frío, se encuentran influenciados en los patrones de uso de hábitat, comportamiento y movimiento de las dos especies de mariposas, debido a que los diversos factores como disponibilidad de plantas nutricionales y hospederas, estrategias de defensa en contra de depredadores, sitios de percha, conectividad entre fragmentos de bosque, principalmente por bosques riparios y los pastizales pueden intervenir en la distribución espacial de estas especies. Sin embargo, algunos estudios han evidenciado que los cambios drásticos en la temperatura y humedad en la cercanía de los bordes inciden en el comportamiento de las poblaciones de mariposas (Didhan *et al.* 1996). El presente estudio evidenció que los cambios de temperatura y humedad, no presentaron una incidencia en la distribución, en los patrones de comportamiento y actividades realizadas por estas especies.

En cuanto al patrón de comportamiento que presentaron las especies estudiadas, se registró que fue diferente, *H. sara* tiene preferencia por desplazarse entre fragmentos mediante los pastizales y bosques riparios, lo cual puede ocurrir por que su planta hospedera es más limitada en la distribución del paisaje, únicamente fue observada en los bosques riparios (observaciones personales), su desplazamiento por los pastizales se encuentra favorecido debido a la permanencia de plantas arbustivas, que pueden representar una oferta de sitios para precha. A diferencia, de *M. polymnia*, que a pesar de ser una especie típica de áreas perturbadas, presentó preferencias por los hábitat boscosos para su desplazamiento en los pastizales. La mayoría de individuos salían del fragmento del bosque en búsqueda de plantas alimenticias para el adulto y volvían a retornar al mismo.

En relación con las cercas vivas, que a menudo son sugeridas como corredores para la fauna silvestre (Spellerberg y Gaywood 1993 en Dover 1997), se observó en este paisaje que el patrón de comportamiento de las dos especies *H. sara* y *M. polymnia* fue muy reducido, debido a la menor disponibilidad de recursos alimenticios que les ofrece este hábitat, así como a las podas cíclicas que le dan los productores en la región, por cuanto cumplen múltiples funciones dentro de los sistemas agrícolas, proveen una variedad de productos como estacas vivas para nuevas cercas, forraje, madera, leña y frutos; así como la delimitar fincas y potreros (Harvey *et al.* 2003).

Finalmente, atendiendo que el rol principal de los corredores es el de promover movimientos entre dos áreas, en el paisaje de Río Frío los bosques riparios ayudan a generar esta conectividad entre los relictos remanentes, así como los pastizales estudiados, que presentan una cobertura arborea media (que se encuentran en potreros pequeños) probablemente se encuentran en la posibilidad de proveer refugios temporales de alimentación, percha y/o reproducción para algunas poblaciones de mariposas. Sin embargo, estos hábitat se encuentran vulnerables, debido al uso constante de herbicidas, por parte de los

productores de la región, lo que puede contribuir a reducir la calidad de los hábitat, la disponibilidad de plantas con flores y de una manera directa afectar los estadios juveniles de estos insectos (Dover 1997).

3.5 BIBLIOGRAFÍA

- Bennett, A.F.; Henein, K. y Merriam, G. (1994). Corridor use and the elements of corridor quality - chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation* 68: 155-165.
- Berggren, A.; Birath, B.; Kindvall, O. 2002. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behaviour, Movement Rates, and Movement Angle in Roesel's Bush-Cricket (*Metriopectera roeseli*). *Conservation Biology*. 16(6): 1562-1569.
- Boatman, N.D. 1992. Herbicides and the management of field boundary vegetation. *Pesticide Outlook*, 3:30-34.
- Chacón, M. 2003. Cercas vivas y sus efectos en la estructura y conectividad en paisajes fragmentados neotropicales. Río frío, Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE.70.p.
- Collinge, S.K.; Prudic, K.L. y Oliver J. 2003. Effects of local habitat characteristics and landscape context on grassland butterfly diversity. *Conservation Biology* 17(1): 178-187.
- Davis, B.N.K., Lalhani, K.H. Yates, T.J. and Frost, A.J. 1991. The hazards of insecticides to butterflies of field margins. *Agriculture Ecosystems Environment* 36:151-161.
- DeVries, P.J. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. Princeton University Press. 327 pp.
- Didham, R.K.; Ghazoul, J.; Stork, N.E. y Davis, A. J. 1996. Insects in fragmented forest: A functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11(6): 255-260.
- Dover, W.D. 1997. Conservation headlands: effects on butterfly distribution and behaviour. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 63: 31- 49.
- Forman, R.T. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. New York. 631 pp.
- Haddad, N.M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 153 (2): 215-227.
- Haddad, N. M., y Baum, K. A. 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications* 9:623-633.
- Harvey, C.A.; Villanueva, C.; Villacís, J.; Chacón, M.; Muñoz, M.; López, M.; Ibrahim, I.; Gomez, R.; Taylor, R.; Martínez, J.; Navas, A.; Sáenz, J.; Sánchez, D.; Medina, A.; Vilchez, S.; Hernández, B.; Pérez, A.; Ruiz, F.; López, F.; Lang, I.; Kunth, S. y Sinclair, F.L. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Revista Agroforestería en las Américas*, 10 (39/40): 30-39.

- Herrera, R. C. y Jansen, D. M. 1994. Climate some stations of Atlantic zone of Costa Rica. Phase 2. Report No. 88 Turrialba, Costa Rica. CATIE. The Atlantic zone programme.
- Hill, C. J. 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insect. *Conservation Biology* 9(6): 1559-1566.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- Leimar, O.; Norberg, U. y Wiklund, C. 2003. Habitat preference and habitat exploration in two species of satyrine butterflies. *Ecography* 26: 474–480.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forest: implications for conservations. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Norberg, U., Enfjäll, K. and Leimar, O.. 2002. Habitat exploration in butterflies: an outdoor cage experiment. *Evolutionary Ecology*. 16: 1-14.
- Ries, L. y Debinski, D.M. 2001 Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of Central Iowa. *J.Anim. Ecol.* 70: 840–852.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. y Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*. 5(1):18-32.
- Sutcliffe, O.L. y Thomas, C.D. 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology* 10(5):1359–1365.
- Tobar, D.E. 2004. Diversidad, abundancia y riqueza de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea) en un paisaje fragmentado en el norte de Costa Rica. Tesis de Maestría. CATIE - Escuela de Posgrado, Turrialba- Costa Rica. 38 p.
- Vane-Wright, R y Ackery, P. 1984. The biology of butterflies. Symposium of the Royal Entomological Society of London Number 11. UK. 430 p.
- Velez, J. y Salazar, J. 1991. Mariposas de Colombia. Editorial Villegas. Bogotá. 167 p.
- Villacís Buenazo, J. 2003. Relaciones entre la Cobertura Arbórea Y El Nivel De Intensificación De Las Fincas Ganaderas En Río Frío, Costa Rica. Tesis de Maestría. CATIE - Escuela de Posgrado, Turrialba- Costa Rica. 150 p.

4 ANEXOS

Anexo 1. Especies arbóreas presentes en los transectos establecidos en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío.

Espece	Fragmentos de bosque	Bosques riparios	Pasturas	Cercas vivas
<i>Apeiba membranacea</i> (Botija)	7	8	6	---
<i>Bactris gasipaes</i> (Pejibaye)	2	---	6	---
<i>Bambusa</i> sp. (Bambú)	---	2	---	---
<i>Brosimum alicastrum</i> (Ojoche de Montaña)	---	4	12	---
<i>Bursera simaruba</i> (Indio pelado)	---	---	4	1
<i>Byrsonima crassifolia</i> (Nance)	---	---	5	---
<i>Carapa guianensis</i> (Cedro macho)	4	3	72	---
<i>Cassia reticulata</i> (Saragundi)	2	---	---	---
<i>Castilla elástica</i> (Chicle)	---	---	4	---
<i>Cecropia</i> sp. (Guarumo)	18	3	22	---
<i>Cedrela odorata</i> (Cedro amargo)	---	---	7	1
<i>Ceiba pentandra</i> (Ceibo)	2	---	6	---
<i>Citrus</i> sp. (Cítrico)	---	---	37	2
<i>Cocos nucifera</i> (Coco)	---	1	3	---
<i>Cordia alliodora</i> (Laurel)	17	5	122	1
<i>Cordyline fruticosa</i> (Caña india)	1	---	---	---
<i>Dipteryx panamensis</i> (Almendro)	---	2	9	---
<i>Erythrina</i> spp. (Poro)	---	---	35	108
<i>Ficus</i> sp. (Higuerón)	2	5	24	2
<i>Genipa americana</i> (Guaniquil blanco)	---	---	2	---
<i>Gliricidia sepium</i> (Madero Negro)	---	---	2	24
<i>Goethalsia meiantha</i> (Guacimo blanco)	10	5	22	---
<i>Guarea</i> sp. (Ocora)	13	2	15	---
<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Pilón)	26	5	13	---
<i>Hymenolobium mesoamericanum</i> (Cola de pavo)	---	---	5	---
<i>Inga alba</i> (Guabo colorado)	19	6	---	1
<i>Inga</i> sp. (Guabo)	15	10	6	---
<i>Iriartea deltoidea</i> (Palmito dulce)	2	---	42	---
<i>Mangifera indica</i> (Mango)	---	---	1	---
<i>Minquartia guianensis</i> (Manu Negro)	16	5	45	---
<i>Nectandra cufodontisii</i> (Yema de huevo)	6	5	4	1
<i>Ochroma pyramidale</i> (Balsa)	3	2	1	---
<i>Ocotea skutchii</i> (Ira Amarillo)	---	3	17	---
<i>Ocotea</i> sp. (Quizarra)	2	---	1	---
<i>Pentaclethra macroloba</i> (Gavilán)	122	82	243	6
<i>Persea americana</i> (Aguacate)	---	---	1	---
<i>Platymiscium pinnatum</i> (Cristóbal)	1	1	10	---
<i>Pourouma minor</i> (Chumico)	10	4	2	---
<i>Protium</i> sp. (Alcanforcillo)	9	7	8	---
<i>Psidium guajava</i> (Guayaba)	---	---	56	2
<i>Pterocarpus rohrii</i> (Paleta)	1	---	14	1
<i>Rollinia pittieri</i> (Anonillo)	9	6	12	---
Areaceae (Morfortipo sp 1)	2	6	11	---

Anexo 1. Especies arbóreas presentes en los transectos establecidos en los hábitat evaluados en el paisaje de Río Frío. Continuación.

Especie	Fragmentos de bosque	Bosques riparios	Pasturas	Cercas vivas
<i>Sacoglottis trichogyne</i> (Plomillo o titor)	---	---	7	---
<i>Sapium</i> sp. (Yos Blanco)	2	---	9	---
<i>Simira maxonii</i> (Guaitil colorado)	7	5	16	---
<i>Simarouba amara</i> (Aceituno)	1	---	3	---
<i>Socratea exorrhiza</i> (Palmito amargo)	---	---	8	---
<i>Stemmadenia</i> sp. (Guijarro)	7	---	1	---
<i>Stryphnodendron microstachyum</i> (Vainillo)	13	3	9	---
<i>Swietenia</i> sp. (Caoba)	4	7	5	---
<i>Syzygium malaccense</i> (Manzana de agua)	---	---	3	---
<i>Tabebuia chrysantha</i> (Roble)	1	---	2	1
<i>Theobroma</i> sp (Cacao silvestre)	---	---	1	---
<i>Vernonia patens</i> (Tuete)	6	---	1	1
<i>Virola koschnyi</i> (Coton)	15	---	---	---
<i>Virola sebifera</i> (Fruta dorada)	8	13	9	---
<i>Vitex cooperi</i> (Manu Plátano)	20	1	60	---
<i>Vochysia</i> sp. 1 (Ira de agua)	12	4	17	---
<i>Vochysia</i> sp. 2 (Chancho colorado)	7	4	---	---
<i>Zanthoxylum</i> sp. (Lagartillo)	3	4	43	---
<i>Zygia longifolia</i> (Sota caballo)	2	---	---	---
Total	429	223	1101	152

Anexo 2. Especies de mariposas registradas en los diferentes hábitats en el paisaje de Río Frío, con su respectiva abundancia observada. Datos totales de 5 transectos realizados en cada hábitat. Abs: Absoluta. Rel: Relativa.

Especie	Fragmentos		B. riparios		Pastizales		Cercas vivas		Total	
	Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia	
	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel
<i>Actinote guatemalena</i> H. W. Bates, 1867	6	0.44	9	0.95	17	1.83	7	1.00	39	0.99
<i>Adelpha cytherea marcia</i> Fruhstofer	37	2.71	12	1.26	5	0.54	2	0.28	56	1.42
<i>Anartia fatima</i> Godart, 1824	15	1.10	26	2.74	44	4.74	40	5.70	125	3.17
<i>Anartia jatrophae</i> Linnaeus, 1763	4	0.29	8	0.84	63	6.79	17	2.42	92	2.33
<i>Anteros formosus</i> Cramer, 1777	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Arawacus togarna</i> Hewitson, 1867	29	2.12	7	0.74	0	0	0	0	36	0.91
<i>Baeotis zonata</i> R. Felder, 1869	0	0	0	0	0	0	1	0.14	1	0.03
<i>Battus polydamas</i> Linnaeus, 1758	3	0.22	1	0.11	3	0.32	2	0.28	9	0.23
<i>Caligo eurilochus</i> Cramer, 1775	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Caligo illioneus oberon</i> Butler, 1870	2	0.15	0	0	0	0	2	0.28	4	0.10
<i>Callithomia hezia</i> Hewitson, 1853	0	0	4	0.42	0	0	0	0	4	0.10
<i>Calycopis beon</i> Cramer, 1780	17	1.24	13	1.37	5	0.54	1	0.14	36	0.91
<i>Calycopis camissa</i> Hewitson, 1870	4	0.29	1	0.11	0	0	0	0	5	0.13
<i>Calycopis</i> sp. 1 Fabricius, 1807	0	0	1	0.11	0	0	0	0	1	0.03
<i>Calycopis</i> sp. 2 Fabricius, 1807	0	0	2	0.21	0	0	0	0	2	0.05
<i>Calystryma puppius</i> Godman & Salvin, 1887	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Catonephele orites</i> Stichel, 1899	1	0.07	1	0.11	0	0	0	0	2	0.05
<i>Charis gynaea</i> Godart, 1824	30	2.20	1	0.11	0	0	1	0.14	32	0.81
<i>Chlosyne janais</i> Drury, 1782	2	0.15	7	0.74	5	0.54	0	0	14	0.35
<i>Cissia alcinoe</i> C & R Felder, 1867	11	0.81	6	0.63	0	0	0	0	17	0.43
<i>Cissia confusa</i> Staudinger, 1888	43	3.15	15	1.58	0	0	0	0	58	1.47
<i>Cissia joycae</i> DeVries & Ehrlich, 1983	6	0.44	3	0.32	0	0	0	0	9	0.23
<i>Cissia labe</i> Butler, 1870	4	0.29	3	0.32	0	0	0	0	7	0.18
<i>Cissia libye</i> Linnaeus, 1767	77	5.64	88	9.26	7	0.75	12	1.71	184	4.66
<i>Cissia usitata</i> Butler, 1866	51	3.73	40	4.21	4	0.43	2	0.28	97	2.46
<i>Cithaerias menander</i> Drury, 1782	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Danaus eresimus</i> Cramer, 1777	0	0	0	0	0	0	1	0.14	1	0.03
<i>Danaus plexippus</i> Linnaeus, 1758	1	0.07	3	0.32	4	0.43	18	2.56	26	0.66
<i>Dismorphia amphione</i> Cramer, 1779	2	0.15	0	0	0	0	0	0	2	0.05
<i>Dryadula phaetusa</i> Linnaeus, 1758	1	0.07	2	0.21	1	0.11	0	0	4	0.10
<i>Dryas iulia</i> Fabricius, 1775	23	1.68	17	1.79	40	4.31	8	1.14	88	2.23
<i>Ectima rectifascia</i> Butler & Druce, 1874	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Emesis lucinda aurimna</i> Boisduval, 1870	1	0.07	1	0.11	0	0	0	0	2	0.05
<i>Eresia mechanitis</i> Godman & Salvin, 1878	0	0	1	0.11	1	0.11	0	0	2	0.05
<i>Eueides aliphera</i> Godart, 1819	0	0	0	0	6	0.65	0	0	6	0.15
<i>Eueides isabella</i> Cramer, 1780	2	0.15	4	0.42	5	0.54	0	0	11	0.28
<i>Eueides lybia olympia</i> Fabricius, 1793	12	0.88	2	0.21	4	0.43	0	0	18	0.46
<i>Euptychia gulnare</i> Butler	3	0.22	0	0	0	0	0	0	3	0.08
<i>Euptychia jesia</i> Butler	11	0.81	3	0.32	0	0	0	0	14	0.35
<i>Euptychia</i> sp. 1 Hübner, 1818	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Euptychia</i> sp. 2 Hübner, 1818	8	0.59	5	0.53	0	0	2	0.28	15	0.38
<i>Euptychia weswoodii</i> Butler,	2	0.15	3	0.32	0	0	0	0	5	0.13
<i>Eurema agave</i> Cramer, 1775	0	0	3	0.32	0	0	0	0	3	0.08
<i>Eurema albula</i> Cramer, 1775	9	0.66	8	0.84	10	1.08	16	2.28	43	1.09
<i>Eurema dina westwoodii</i> Boisduval, 1836	0	0	4	0.42	13	1.40	7	1.00	24	0.61
<i>Eurema lisa</i> Boisduval & Leconte, 1829	2	0.15	0	0	2	0.22	0	0	4	0.10
<i>Eurema nise</i> Cramer, 1772	4	0.29	8	0.84	21	2.26	20	2.85	53	1.34

Anexo 2. Especies de mariposas registradas en los diferentes hábitats en el paisaje de Río Frío, con su respectiva abundancia observada. Datos totales de 5 transectos realizados en cada hábitat. Abs: Absoluta. Rel: Relativa. Continuación.

Especie	Fragmentos		B. riparios		Pastizales		Cercas vivas		Total	
	Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia	
	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel
<i>Eurybia caerulescens fulgens</i> Stichel, 1910	5	0.37	1	0.11	0	0	0	0	6	0.15
<i>Euselasia rhodogyne rhodogyne</i> Godman, 1903	0	0	2	0.21	0	0	0	0	2	0.05
<i>Heliconius cydno</i> Doubleday,	29	2.12	2	0.21	1	0.11	1	0.14	33	0.84
<i>Heliconius erato petiveranus</i> Doubleday, 1847	13	0.95	4	0.42	1	0.11	3	0.43	21	0.53
<i>Heliconius hecale zuleika</i> Hewitson, 1854	13	0.95	5	0.53	2	0.22	2	0.28	22	0.56
<i>Heliconius sara fulgidus</i> Stichel,	47	3.44	17	1.79	23	2.48	3	0.43	90	2.28
<i>Hemiargus hanno</i> Stoll, 1790	0	0	0	0	26	2.80	4	0.57	30	0.76
<i>Heracrides thoas nealces</i> Rothschild & Jordan, 1905	3	0.22	1	0.11	1	0.11	1	0.14	6	0.15
<i>Hermeuptychia hermes</i> Fabricius, 1775	403	29.50	407	42.84	439	47.31	435	61.97	1684	42.68
<i>Hypoleria cassotis</i> H. W. Bates, 1864	0	0	4	0.42	0	0	0	0	4	0.10
<i>Isapis agyrtus falcis</i> Weymer, 1890	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Ithomia celemia celemia</i> Hewitson, 1853	0	0	7	0.74	0	0	0	0	7	0.18
<i>Ithomia diasa</i> Hewitson, 1854	1	0.07	1	0.11	0	0	0	0	2	0.05
<i>Ithomia patilla</i> Hewitson, 1852	4	0.29	0	0	0	0	0	0	4	0.10
<i>Leucochimona lagora</i> Herrich-Schäffer, 1853	34	2.49	13	1.37	1	0.11	0	0	48	1.22
<i>Lycorea cleobaea atergatis</i> Doubleday,	0	0	2	0.21	0	0	0	0	2	0.05
<i>Marpesia alcibiades</i> Staudinger, 1876	2	0.15	0	0	0	0	0	0	2	0.05
<i>Marpesia petreus</i> Cramer, 1776	0	0	0	0	1	0.11	0	0	1	0.03
<i>Mechanitis lysimnia</i> Fabricius, 1793	12	0.88	8	0.84	0	0	3	0.43	23	0.58
<i>Mechanitis polymnia isthmia</i> H. W. Bates, 1863	54	3.95	57	6.00	13	1.40	8	1.14	132	3.35
<i>Megeuptychia antonoe</i> Cramer, 1779	38	2.78	28	2.95	5	0.54	4	0.57	75	1.90
<i>Melinaea ethra imitata</i> H. W. Bates,	7	0.51	5	0.53	9	0.97	2	0.28	23	0.58
<i>Menander menander</i> Stoll, 1780	3	0.22	0	0	0	0	0	0	3	0.08
<i>Mesosemia esperanza</i> Schaus, 1913	3	0.22	0	0	0	0	0	0	3	0.08
<i>Mesosemia zonalis</i> Godman & Salvin, 1885	5	0.37	0	0	0	0	0	0	5	0.13
<i>Metacharis victrix</i> Hewitson, 1870	5	0.37	0	0	0	0	0	0	5	0.13
<i>Morpho peleides limpida</i> Butler, 1872	35	2.56	7	0.74	10	1.08	3	0.43	55	1.39
<i>Nessaea aglaura</i> Doubleday, 1848	14	1.02	1	0.11	4	0.43	0	0	19	0.48
<i>Nica flavilla canthara</i> Doubleday, 1849	0	0	1	0.11	1	0.11	0	0	2	0.05
<i>Pareuptychia metaleuca</i> Boisduval,	44	3.22	5	0.53	0	0	0	0	49	1.24
<i>Parides arcas mylotes</i> H. W. Bates	14	1.02	0	0	0	0	0	0	14	0.35
<i>Parides childrenae childrenae</i> Gray, 1832	3	0.22	0	0	0	0	0	0	3	0.08
<i>Perophtalma tullius</i> Fabricius, 1787	14	1.02	0	0	0	0	0	0	14	0.35
<i>Phoebis agarithe</i> Boisduval, 1836	8	0.59	2	0.21	4	0.43	3	0.43	17	0.43
<i>Phoebis argante</i> Fabricius, 1775	21	1.54	12	1.26	55	5.93	39	5.56	127	3.22
<i>Phoebis philea</i> Johansson,	38	2.78	29	3.05	58	6.25	29	4.13	154	3.90
<i>Phoebis trite</i> Linnaeus, 1758	1	0.07	0	0	8	0.86	0	0	9	0.23
<i>Pierella helvetia incanescens</i> Godman & Salvin, 1877	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Pierella luna luna</i> Fabricius	3	0.22	0	0	0	0	0	0	3	0.08
<i>Prepona omphale</i> Hübner, 1819	1	0.07	1	0.11	3	0.32	2	0.28	7	0.18
<i>Pseudopieris nehemia</i> Boisduval, 1836	2	0.15	0	0	1	0.11	0	0	3	0.08
<i>Sarota gamelia</i> Godman & Salvin, 1886	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Siproeta stelenes</i> Linnaeus, 1758	1	0.07	0	0	2	0.22	1	0.14	4	0.10
<i>Smyrna blomfilda datis</i> Fruhstofer, 1908	1	0.07	1	0.11	0	0	0	0	2	0.05

Anexo 2. Especies de mariposas registradas en los diferentes hábitats en el paisaje de Río Frío, con su respectiva abundancia observada. Datos totales de 5 transectos realizados en cada hábitat. Abs: Absoluta. Rel: Relativa. Continuación.

Especie	Fragmentos		B. riparios		Pastizales		Cercas vivas		Total	
	Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia		Abundancia	
	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel	Abs	Rel
<i>Strymon melinus</i> Hübner, 1818	11	0.81	4	0.42	0	0	0	0	15	0.38
<i>Taygetis andromeda</i> Cramer, 1779	18	1.32	1	0.11	0	0	0	0	19	0.48
<i>Taygetis</i> sp. 1 Hübner, 1819	0	0	1	0.11	0	0	0	0	1	0.03
<i>Thecla barajo</i> Reakirt,	0	0	1	0.11	0	0	0	0	1	0.03
<i>Thecla celmus</i> Cramer, 1775	2	0.15	0	0	0	0	0	0	2	0.05
<i>Thecla dolium</i> H. H. Druce, 1907	3	0.22	1	0.11	0	0	0	0	4	0.10
<i>Thecla</i> sp. 1 Fabricius, 1807	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Thecla</i> sp. 2 Fabricius, 1807	3	0.22	0	0	0	0	0	0	3	0.08
<i>Thecla talayra</i> Hewitson, 1868	14	1.02	4	0.42	0	0	0	0	18	0.46
<i>Theritas mavors</i> Hübner, 1818	1	0.07	0	0	0	0	0	0	1	0.03
<i>Theritas</i> sp. 1 Fabricius, 1807	0	0	2	0.21	0	0	0	0	2	0.05
<i>Tigridia acesta</i> Linnaeus, 1758	0	0	1	0.11	0	0	0	0	1	0.03
Abundancia total	1366	100	950	100	928	100	702	100	3946	100
Número de especies	83		68		42		35		103	