BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

MAESTRIA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

“Diversidad de mariposas (Insecta: Lepidoptera) asociada a la estructura y heterogeneidad del paisaje en un sistema agropastoril de la cuenca del golfo de México”

Tesis de Maestría

Presenta:

Ulises Hernández Hernández

Director**:**
Dr. Juan Héctor García Chávez

Codirector**:**
Dr. Arcángel Molina Martínez

Asesores:
Dr. César Antonio Sandoval Ruiz
Dr. Jorge Leonel León Cortés

Febrero 2023

BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

H. Puebla de Z. a 30 de enero de 2023

Asunto: Voto Aprobatorio

Comité Académico del Posgrado
PRESENTE

Por medio de la presente se hace constar que se revisó y aprobó la tesis titulada:

"Diversidad de mariposas (Insecta: Lepidoptera) asociada a la estructura y heterogeneidad del paisaje en un sistema agropastoril de la cuenca del golfo de México"

Que presenta el estudiante Ulises Hernández Hernández con número de matrícula **220470528**, aspirante al grado de **Maestro en Ciencias Biológicas,** de la Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento: "**Ecología y Aprovechamiento de Recursos Bióticos**", notificamos que la tesis reúne los requisitos y se aprueba para su réplica oral en el examen de grado.

Por lo tanto, emitimos los **VOTOS APROBATORIOS** como miembros del **Comité de Jurado de Examen de Grado** como a continuación se indica:

Tutor Interno: Dr. César Antonio Sandoval Ruiz

Tutor Externo: Dr. Jorge Leonel León Cortés

Revisor Externo: Dr. Daniel Jiménez García

Agradecemos de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA · 1578 · FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS · DIRECCIÓN RECIBIDO 03 FEB 2023

H. Puebla de Zaragoza a 16 de diciembre del 2022

Asunto: DECLARATORIA DE TRABAJO ORIGINAL

Me complace presentar una tesis de investigación original titulada “Diversidad de mariposas (Insecta: Lepidoptera) asociada a la estructura y heterogeneidad del paisaje en un sistema agropastoril de la cuenca del golfo de México” escrito por un servidor, es un trabajo inédito no plagiado y no ha sido usado para otro trámite de graduación. No tengo ningún conflicto de intereses que revelar y asumo frente a la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla cualquier responsabilidad de la falta de originalidad de este escrito.

Saludos, atentos y sinceros

Biol. Ulises Hernández Hernández
ulises.hernandezh@alumno.buap.mx > https://orcid.org/0000-0002-5880-6117

DEDICATORIA

Dedico está tesis a quienes en la naturaleza y la conservación encuentran satisfacción y alegría.

“Tener una gran cantidad de familia y amigos da bastante trabajo, pero la satisfacción de tenerlos es inmensamente gratificante”.

¡A todas las personas que han estado en mi vida que directa o indirectamente han creído en mí, sobre todo a mis padres, familia y amigos, gracias por todo su apoyo!

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al CONACyT por la beca otorgada (No. 772653) durante mi proceso como estudiante de maestría. A la Maestría en Ciencias Biológicas incluida en el PNPC (Clave 005671), de la misma manera agradezco a la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla por haberme dado la oportunidad de continuar mi formación académica y ser parte de esta casa de estudios.

Dr. Juan Héctor García Chávez

A mi tutor que siempre ha sido un profesor dedicado y siempre se ha preocupado por sus estudiantes, por su gran orientación en los lenguajes de programación y en la resolución de problemas.

Dr. Arcángel Molina Martínez

Le agradezco profundamente al que considero mi mentor y sobre todo un gran amigo, siempre lo he admirado por su profesionalismo, sobre todo por ser un gran ser humano en todos los aspectos, por sus consejos, su apoyo en el muestreo, gracias por creer en mí y en la realización de este proyecto.

Dr. César Antonio Sandoval Ruiz y Dr. Jorge Leonel León Cortés

Gracias por ser parte del jurado, por sus enseñanzas y las atinadas aportaciones para mejorar el escrito.

A mis profesores de la maestría, sobre todo al Dr. Juan, Dra. Hortensia, Dr. Cesar, Dr. Christian y la Dra. Elizabeth que han marcado mi vida profesional.

A los ejidatarios de la Bandera de Juárez, demás ejidos y propietarios.

A don Sergio de las trancas, Fructuoso, Tavo, Doroteo, a Don Varilla, Sotero, Lico, Rufino, Raúl, Lola, Jorge y a todos los ejidatarios que me faltaron, gracias por permitirme entrar a sus terrenos y poder realizar este trabajo de investigación.

A mi abuelo Isauro Hernández Colorado "Chaca"

Gracias por acompañarme a los muestreos, ser guía de campo, mostrarme atajos en los traslados y facilitarme los diálogos y nexos con los ejidatarios, además de facilitarme la logística con 2 burritas "la gaviota y la morena", que sin ellas las grandes distancias y los terrenos inaccesibles no podrían haber sido transitados.

A mis amigos

A mis amigos de la unidad santana, rusos 1 y 2, Randy, bebote, a mis amigas Fernanda y Sandra, a mi compañera y amiga de la maestría Fernanda, a Hugo, Carlos, Emma, Vianey y demás amigos que siempre me han acompañado en la vida con su presencia, amistad y apoyo.

A mi familia

Por apoyarme incondicionalmente, por sus consejos, dedicación y amor, a mis padres, mis hermanas, sobrinos, cuñados, abuelos, que siempre han creído en mí y nunca me han desanimado para seguir mis sueños.

ÍNDICE

1. RESUMEN 1

2. ABSTRACT 2

3. INTRODUCCIÓN 3

4. MATERIALES Y MÉTODOS 6

4.1 Área de estudio 6

4.2 Análisis del paisaje 8

4.3 Colecta de datos 8

4.4 Análisis de datos 10

4.5 Modelos lineales generalizados 11

5. RESULTADOS 12

6. DISCUSIÓN 25

7. CONCLUSIONES 31

8. LITERATURA CITADA 32

9. APÉNDICES 49

Apéndice 1. Descripción de los elementos que conformaron los paisajes muestreados. . 49

Apéndice 2.- Lista de especies de mariposas registradas y su asociación de hábitat. 52

10. ANEXOS 55

Anexo 1. Participación en congresos o actividades de divulgación 55

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio 7

Figura 2. Distribución espacial de los componentes que conformaron los paisajes evaluados en el área de estudio. 13

Figura 3. La curva de cobertura de la muestra para los paisajes evaluados en el área de estudio..... 19

Figura 4. Diversidad de mariposas (^{1}D) en los paisajes evaluados 20

Figura 5. Curvas de rango abundancia para cada una de las unidades de paisaje presentes en el área de estudio..... 21

Figura 6. Influencia de la heterogeneidad y componentes del paisaje sobre la riqueza y abundancia de mariposas……...23

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valores de las métricas del paisaje y de las comunidades de mariposas evaluadas en el área de estudio..... 46

Cuadro 2. Extensión (Ha) de los componentes de los paisajes evaluados. 47

Cuadro 3. Respuesta de la diversidad de mariposas en función a la heterogeneidad composicional y hábitats presentes en el área de estudio. 48

1. RESUMEN

Los paisajes actuales en las áreas rurales de las regiones tropicales se caracterizan por contener mosaicos con fragmentos de distintos tipos de uso de suelo. Esta complejidad estructural, generalmente está conformada por áreas de vegetación nativa, sitios con vegetación en distintos estados sucesionales, zonas agrícolas y terrenos dedicados a la ganadería. En este trabajo se evaluó la influencia de la estructura y heterogeneidad de paisajes fragmentados de la cuenca del Golfo de México sobre las comunidades de mariposas. Durante el periodo de junio a noviembre del 2021 se estudiaron 10 unidades de paisaje, las cuales se caracterizaron para obtener índices de heterogeneidad composicional y configuracional, así como el tipo y la extensión de los hábitats presentes. Las comunidades de mariposas fueron evaluadas a través de 160 transectos fijos de una longitud de 500 m que permitieron obtener medidas de riqueza, abundancia, diversidad, dominancia y especificidad de hábitat. Las especies generalistas conformaron más del 85% del total de especies registradas, mientras que la dominancia de las comunidades evaluadas no mostró una diferencia significativa. La heterogeneidad composicional influyó de manera significativa a la riqueza de especies y lo sistemas agropastoriles presentaron un efecto negativo. Asimismo, los potreros y cultivos influenciaron significativamente la abundancia. La comunidad de mariposas del área de estudio puede estar bajo un proceso de homogeneización biótica, por lo cual para evitar que las especies con requerimientos específicos de hábitat alteren negativamente sus poblaciones, es recomendable conservar los hábitats que contienen vegetación arbórea y relativamente conservada. El manejo del paisaje agropastoril debería incluir el acomodo de ambientes (potreros arbolados, remanente de acahual arbóreo) que promuevan la presencia de hábitat funcional para una variedad de mariposas.

Palabras clave: Dispersión, espacial, mapas digitalizados, conservación, dominancia.

2. ABSTRACT

Current landscapes in rural areas of tropical regions are characterized by containing mosaics with fragments of different types of land use. This structural complexity is generally made up of areas of native vegetation, sites with vegetation in different successional stages, agricultural areas, and land dedicated to livestock. In this work, the influence of the structure and heterogeneity of fragmented landscapes of the Gulf of Mexico basin on butterfly communities was evaluated. During the period from June to November 2021, 10 landscape units were studied, which were characterized to obtain indices of compositional and configurational heterogeneity, as well as the type and extent of habitats present. The butterfly communities were evaluated through 160 fixed transects of a length of 500 m that allowed obtaining measures of richness, abundance, diversity, dominance and habitat specificity. Generalist species made up more than 85% of the total species recorded, while the dominance of the evaluated communities did not show a significant difference. Compositional heterogeneity significantly influenced species richness and agropastoral systems had a negative effect. Likewise, pastures and crops significantly influenced abundance. The butterfly community in the study area may be undergoing a process of biotic homogenization, Therefore, to prevent species with specific habitat requirements from negatively altering their populations, it is advisable to conserve habitats that contain relatively preserved arboreal vegetation. Management of the agropastoral landscape should include the accommodation of environments (wooded pastures, remnant of arboreal acahual) that promote the presence of functional habitat for a variety of butterflies.

Key words: Dispersion, space, digitized maps, conservation, dominance.

3. INTRODUCCIÓN

Como resultado de las actividades humanas, la transformación de los hábitats naturales es considerada uno de los principales factores que influyen de manera directa en la reducción de la diversidad biológica. En México, uno de los países con más biodiversidad en el mundo, se estima que durante el siglo pasado la selva tropical perdió aproximadamente el 90% de su extensión (Challenger, 1988). Debido a un intenso proceso de deforestación asociado principalmente con la producción ganadera, la agricultura y el crecimiento de los asentamientos humanos (Dirzo y García, 1992; Mendoza y Dirzo, 1999; Ellis et al 2017), el panorama actual de la selva tropical en México sugiere que, comparado con el siglo pasado los fragmentos remanentes de vegetación son ahora más pequeños, presentan formas más simples y están más aislados entre sí (Moreno-Sánchez et al. 2011).

Los paisajes resultantes de los procesos de deforestación generalmente están compuestos por sitios con distinto grado de heterogeneidad, albergan fragmentos remanentes de selva tropical con una estructura vegetal menos compleja, y están rodeados de áreas con distintos usos de suelo sometidas a un intenso manejo agrícola o pecuario y a una alta presión urbana. Esto influye en las comunidades silvestres que habitan estos paisajes; evidencia reciente, indica que distintos grupos taxonómicos como: plantas (Wang et al. 2014; Pearse et al. 2018); lianas (Arroyo-Rodríguez y Toledo-Aceves, 2009); mamíferos (McCleery et al. 2018) y aves (Carrara et al. 2015; Morante-Filho et al. 2018) presentan disminuciones importantes de riqueza, abundancia y diversidad en selvas tropicales fragmentadas. El grado de heterogeneidad de los paisajes puede aminorar los efectos negativos de la intensidad de uso de suelo e influenciar de manera positiva a la persistencia de las especies,

ya que puede promover un mayor número de fragmentos de vegetación con distintos grados de perturbación que ofrezcan una mayor variedad de recursos a los organismos, lo que permite una mayor presencia de especies (Tscharntke et al. 2012). Recientemente, se ha propuesto un enfoque que aborda la heterogeneidad del paisaje desde dos enfoques. Uno que toma en cuenta los distintos tipos de hábitat y su extensión dentro de un paisaje (heterogeneidad composicional), y otro que incluye el número, tamaño y el arreglo de los fragmentos de hábitat (heterogeneidad configuracional; Fahrig et al. 2011). Un incremento en la heterogeneidad configuracional representa más nichos disponibles y por lo tanto más especies. Asimismo, un incremento en la heterogeneidad por la configuración de los fragmentos genera un mayor efecto de borde y conectividad que pueden facilitar la movilidad poblacional para alcanzar una mayor cantidad de recursos (Fahrig et al. 2011).

Los insectos, un grupo taxonómico de suma importancia para el funcionamiento de los ecosistemas por su participación en procesos como descomposición, polinización y reciclaje de nutrientes, se ha reportado una menor riqueza de especies en sitios con fragmentos de bosque tropical de tamaño pequeño (Feer y Hingrath 2005; Meneses-Calvillo et al. 2010; Sánchez de Jesús et al. 2016; Silva et al. 2016), así como en los fragmentos de bosque tropical que se encuentran aislados (Carvalho y Vasconselos, 1999; Brühl et al. 2003; Filgueiras et al. 2011). De igual manera, Weibull et al. (2000) reportan que la diversidad de especies de mariposas está asociada a la heterogeneidad del paisaje a un nivel local, mientras que la abundancia se relaciona a una escala regional. Gonzáles-Estébanez et al. (2011) señalaron que los paisajes más heterogéneos contienen una mayor riqueza de especies, mientras que la abundancia fue mayor en paisajes dominados por cultivos de cereal y negativamente afectada por el tamaño del área del cultivo. Rundlöf y

Smith (2006) indican que tanto la riqueza y la abundancia de especies aumenta en paisajes más heterogéneos, sin embargo, cuando los paisajes con baja heterogeneidad contienen cultivos con una agricultura intensiva, estos contienen comunidades de mariposas con valores de riqueza y abundancia similares a los paisajes heterogéneos. Slancarova et al. (2014) han reportado que paisajes heterogéneos que incluyen sitios bajo un esquema de conservación presentan una mayor riqueza de especies, y que además contienen una mayor cantidad de especies asociadas a un solo tipo de hábitat a diferencia de las especies presentes en paisajes homogéneos.

Como resultado de evaluaciones realizadas por distintos autores, se ha resaltado que especies de requerimientos específicos de hábitat presentan una importante disminución poblacional en sitios fragmentados (Filgueiras et al. 2011; Leal et al. 2012). Uno de los resultados del cambio en la estructura de los paisajes es la posibilidad de que las especies generalistas tengan mayor éxito de permanecer o colonizar paisajes fragmentados, con lo cual desplazan a las especies de requerimientos específicos de hábitat y se conforman comunidades en las cuales las especies generalistas dominan y las especialistas presentan bajas abundancias o están ausentes, fenómeno descrito como homogeneización biótica (Mckinney & Lockwood 1999; Olden et al. 2004).

Para los lepidópteros, procesos de homogeneización biótica han sido registrados en ambientes neárticos y asociados a actividades antropogénicas (White & Kerr 2007). En ambientes paleárticos han sido relacionados con la intensificación agrícola (Ekroos et al. 2010), la ganadería (Börsching et al. 2013), la fragmentación de bosques y pastizales seminaturales (Eskildsen et al. 2015; Valtonen et al. 2017) y la urbanización (Merckx y Van Dyck, 2019). En ambientes tropicales, donde ocurre una mayor diversidad de

lepidópteros y donde se presentan altas tasas de fragmentación de hábitats naturales, la evaluación de este proceso ha sido escasa (ver Miao et al. 2021). Con base en la evidencia generada, el patrón reportado corresponde a que especies con: requerimientos específicos de hábitat y con poca capacidad de dispersión (Ekroos et al. 2010; Merckx y Van Dyck, 2019), con alta especificidad en sus plantas hospederas y que presentan hibernación en etapa de huevo o larva (Eskildsen et al. 2015), son las que están más propensas a sufrir extinciones locales y ser reemplazadas por especies de hábitos generalistas.

En este trabajo se evalúa la diversidad y la dominancia de comunidades de mariposas asociadas a paisajes con distinto grado de fragmentación en el norte del Neotrópico para responder: ¿Cómo varía la diversidad y dominancia de especies de mariposas en relación con la estructura y heterogeneidad del paisaje?, ¿Cómo se distribuyen las especies con requerimientos específicos de hábitat en los sitios evaluados? ¿Qué componentes de los paisajes ejercen una influencia sobre las familias de mariposas registradas?

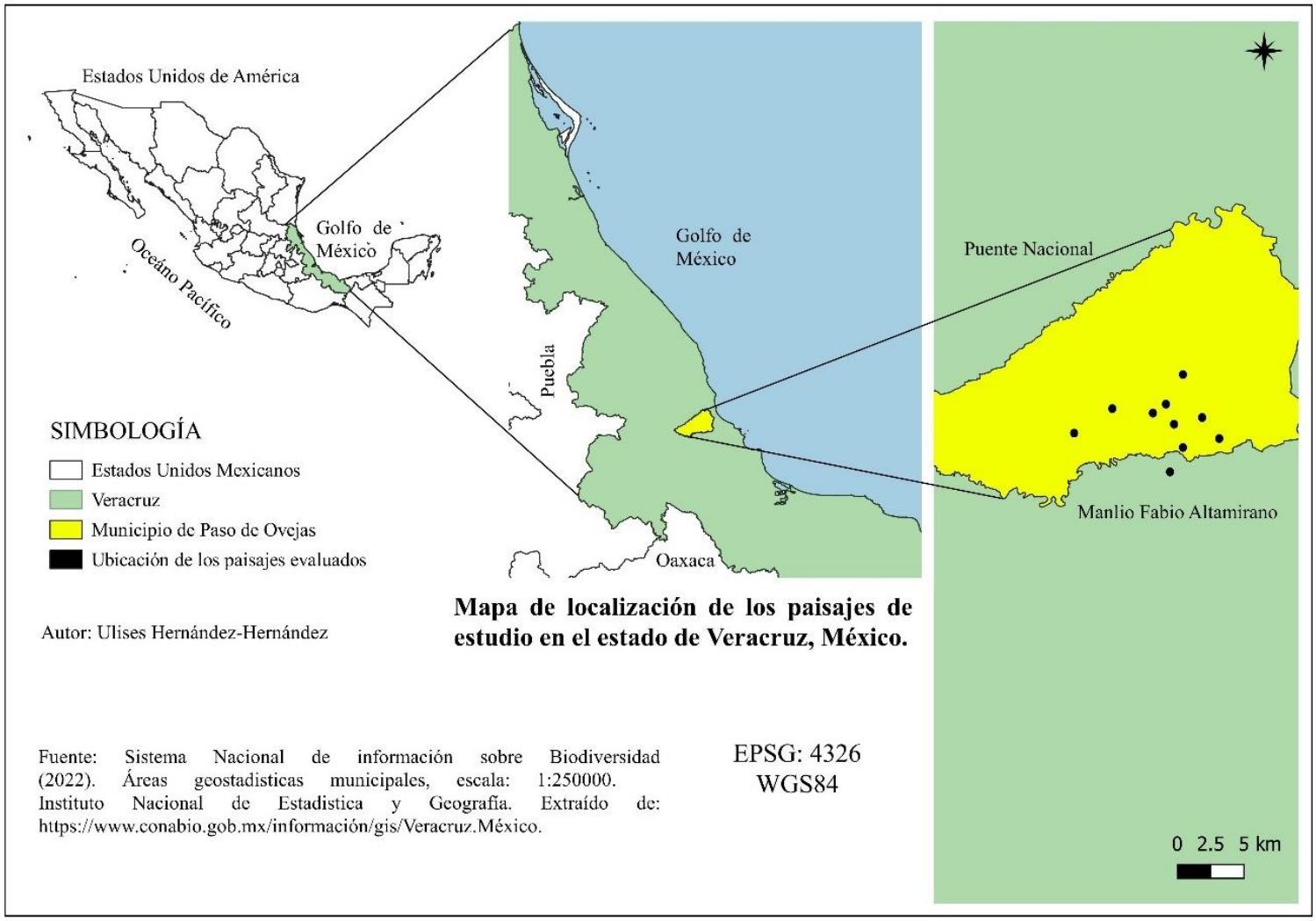
4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el estado de Veracruz, México, dentro de los municipios de Paso de Ovejas y Manlio Fabio Altamirano en las localidades de Bandera de Juárez, El Pozo de Mata Ramírez, Paso Moral, Paso Panal, Las Trancas y Sta. María. Tiene como coordenadas principales, longitud: -96.423333 y latitud 19.198889 (Figura 1). Presenta una altitud que va desde los 10 a 400 msnm, el clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano, las principales lluvias se presentan entre los meses de junio a septiembre con una

división marcada entre la época lluviosa y la seca, la humedad media registrada es del 61% anual (INEGI, 2009). Se estima que aún permanece el 7% de la cobertura original del bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1978; basado en INEGI, 2009). Sin embargo, en la mayoría del área se presentan fragmentos de vegetación en distintos estados sucesionales, (INEGI, 2009). El uso de suelo es principalmente ganadero y agrícola, los principales cultivos son de temporal como frijol, calabaza, chile, cacahuate y maíz. También se presentan plantaciones de frutales como papaya, limón y mango (Gallardo et al. 2002; Lang-Ovalle et al. 2007).

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.



4.2 Análisis del paisaje

En el área de estudio se seleccionaron 10 paisajes con un gradiente de manejo que fue de muy intensivo (paisajes con una mayor cobertura de cultivos temporales que presentan una rotación constante) a baja intensidad (paisajes con una mayor cobertura de fragmentos remanentes de bosque tropical caducifolio). Cada paisaje consistió en un círculo de un radio de 500 m (área total 78.54 ha) y fue delimitado y caracterizado con base en los distintos tipos de vegetación y uso de suelo presentes de acuerdo con lo sugerido por (Rzedowsky, 2006; INEGI, 2013; Juárez, 2017). La lista y descripción de los componentes de los paisajes se muestra en el Apéndice I.

La caracterización se realizó con apoyo de la fotointerpretación de imágenes satelitales, provenientes de Google Earth Pro-2018 ver. 7.3.3 (Google, s.f.) las cuales aportaron información precisa de las superficies de vegetación y uso del suelo. Para cada unidad de paisaje se digitalizó la imagen satelital correspondiente al año 2014, utilizando el programa Google Earth Pro-2018 ver. 7.3.3, la digitalización se corroboró con recorridos de campo. Con el software QGIS ver.3.18.3 (QGIS, 2022) se generaron los mapas de cada paisaje en los cuales se mostró la extensión y distribución de los componentes del paisaje (hábitats) que se incluyeron en cada uno de los sitios de muestreo.

4.3 Colecta de datos

En cada unidad de paisaje se estableció un transecto fijo de una longitud de 500 m para la observación y registro de mariposas. Cada transecto fue recorrido 16 ocasiones con un horario de las 10:00 a las 16:00 hrs para asegurar la observación de lepidópteros activos (Polard y Yates, 1993; Caldas y Robins, 2003). El muestreo se realizó entre los meses de

junio a noviembre del 2021 y la muestra total fue de 160 transectos. Las mariposas fueron avistadas con ayuda de binoculares y las que presentaron dificultad para su identificación al vuelo fueron recolectadas con una red entomológica aérea para su posterior identificación con el apoyo de guías especializadas (De Vries, 1987; Llorente-Bousquets et al., 1997; Luis-Martínez et al., 2003; Glassberg, 2017). Para complementar el muestreo, en específico para asegurar que miembros de la familia Nymphalidae fueran registrados de manera adecuada, en cada unidad de paisaje se colocaron dos trampas Van Someren-Rydon separadas 200 m una de otra (Rydon, 1964). Cada trampa fue cebada utilizando una mezcla de cerveza, piña (*Ananas comosus*), zapote (*Manilkara zapota*) y nanche (*Byrsonima crassifolia*) fermentada durante dos días. Los ejemplares colectados fueron preparados e identificados en la colección entomológica del Centro de Agroecología del Instituto de Ciencias de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Para este trabajo solo fueron colectadas especies pertenecientes a las familias Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae. Estos grupos fueron elegidos ya que presentan un estatus taxonómico resuelto, son fáciles de muestrear e identificar en campo y contienen especies que han sido sugeridas como indicadoras a los cambios en la calidad del hábitat (New, 1997; Molina-Martínez et al., 2016). Con base en la descripción del hábitat mencionado en DeVries (1987) y Scott (1986), cada una de las especies registradas fue clasificada de acuerdo con lo sugerido por Molina-Martínez et al., (2016) como: (1) especies que hacen uso solo de sitios con vegetación conservada, (2) especies que principalmente utilizan lugares con vegetación conservada pero pueden ocasionalmente utilizar hábitats con vegetación secundaria, (3) Especies que utilizan principalmente hábitats con vegetación secundaria y (4) especies que utilizan principalmente hábitats abiertos. De esta manera las categorías 1 y 2 fueron

consideradas como especies con requerimientos específicos de hábitat o relativamente especialistas y las categorías 3 y 4 fueron consideradas especies relativamente generalistas.

4.4 Análisis de datos

Para confirmar si el esfuerzo de colecta fue el adecuado, en cada sitio evaluado se estimó la curva de cobertura de la muestra. Este enfoque evalúa la proporción que representan los individuos de cada especie dentro de la muestra con respecto al número total de individuos (Chao et al., 2016; López-Mejía et al., 2017). Para estimar la diversidad de especies se utilizó el enfoque sugerido por Jost (2006), se calculó la diversidad de orden 1 (^{1}D) la cual corresponde al exponencial del índice de Shannon y se caracteriza por incluir a todas las especies con un peso proporcional a su abundancia dentro de la comunidad (Jost 2006, Moreno et al., 2011). La completitud y la diversidad de especies fueron obtenidos utilizando el paquete iNEXT 1.3.0 (Chao et al., 2016) en el software R® ver. 4.2.0.

La dominancia de las comunidades presentes en cada unidad de paisaje fue evaluada de dos maneras: se obtuvo el índice Berger-Parker, el cual calcula la proporción de individuos para las especies más abundantes en cada comunidad (Magurran, 2004). Asimismo, se construyeron curvas de dominancia de Whittaker (Magurran, 2004). En estas curvas, el valor de la pendiente fue utilizada como una medida aproximada de la riqueza y equitatividad de las comunidades muestreadas. El valor de diversidad de especies es mayor cuando la pendiente de la línea se acerca a cero, mientras que la dominancia es mayor conforme la pendiente se vuelve negativa (Caballero y León-Cortés, 2014). El valor de la pendiente de la distribución de la abundancia de las especies fue comparado entre los sitios utilizando la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov (Tokeshi, 1993), los valores de

significancia fueron rectificados utilizando la corrección de Bonferroni, estos análisis y su base de datos fueron diseñadas en el software Microsoft Excel ver. 365 ProPlus.

Para estimar los valores de heterogeneidad de las unidades de paisaje evaluadas se calculó la heterogeneidad composicional y la heterogeneidad configuracional. La heterogeneidad composicional hace referencia a la diversidad de tipos de cobertura vegetal, mientras que la heterogeneidad configuracional se asocia al número, tamaño y arreglo espacial de los fragmentos de hábitat que conforman las unidades de paisaje (Duelli, 1997; Fahrig y Nuttle 2005). El índice de diversidad de Shannon obtenido a partir de los diferentes tipos de cobertura vegetal fue la medida que se utilizó para la heterogeneidad composicional, mientras que la heterogeneidad configuracional fue evaluada como el resultado de la división de la suma de la longitud en hectáreas de todos los bordes de los fragmentos entre la cantidad de fragmentos para cada unidad de paisaje (Perovic et al., 2015) estos resultados fueron obtenidos en el software Microsoft Excel ver. 365 ProPlus.

4.5 Modelos lineales generalizados

Para determinar la influencia de la heterogeneidad y los elementos del paisaje sobre la diversidad y abundancia de las mariposas, se construyeron modelos lineales generalizados (GLM). Las variables independientes fueron las medidas de heterogeneidad composicional y configuracional, así como el área de los distintos elementos que conformaron los paisajes evaluados. Las variables independientes fueron: Riqueza de especies, abundancia total, diversidad de especies (^{1}D), dominancia, riqueza de especies generalistas, riqueza de especies especialistas, abundancia de especies generalistas, riqueza de especies especialistas, riqueza de especies pertenecientes a la familia Papilionidae, riqueza de especies pertenecientes a la familia Pieridae, riqueza de especies pertenecientes a la familia

Nymphalidae, abundancia de especies pertenecientes a la familia Papilionidae, abundancia de especies pertenecientes a la familia Pieridae, abundancia de especies pertenecientes a la familia Nymphalidae, los GLM se realizaron en el lenguaje de programación R® ver.4.2.0 (http://www.r-project.org/), de acuerdo con el modelo matemático se asumió una distribución de Poisson y si la teoría matemática no se ajustaba a la distribución de los residuales (devianza) se utilizaba la distribución Quasipoisson, utilizando la función "glm()".

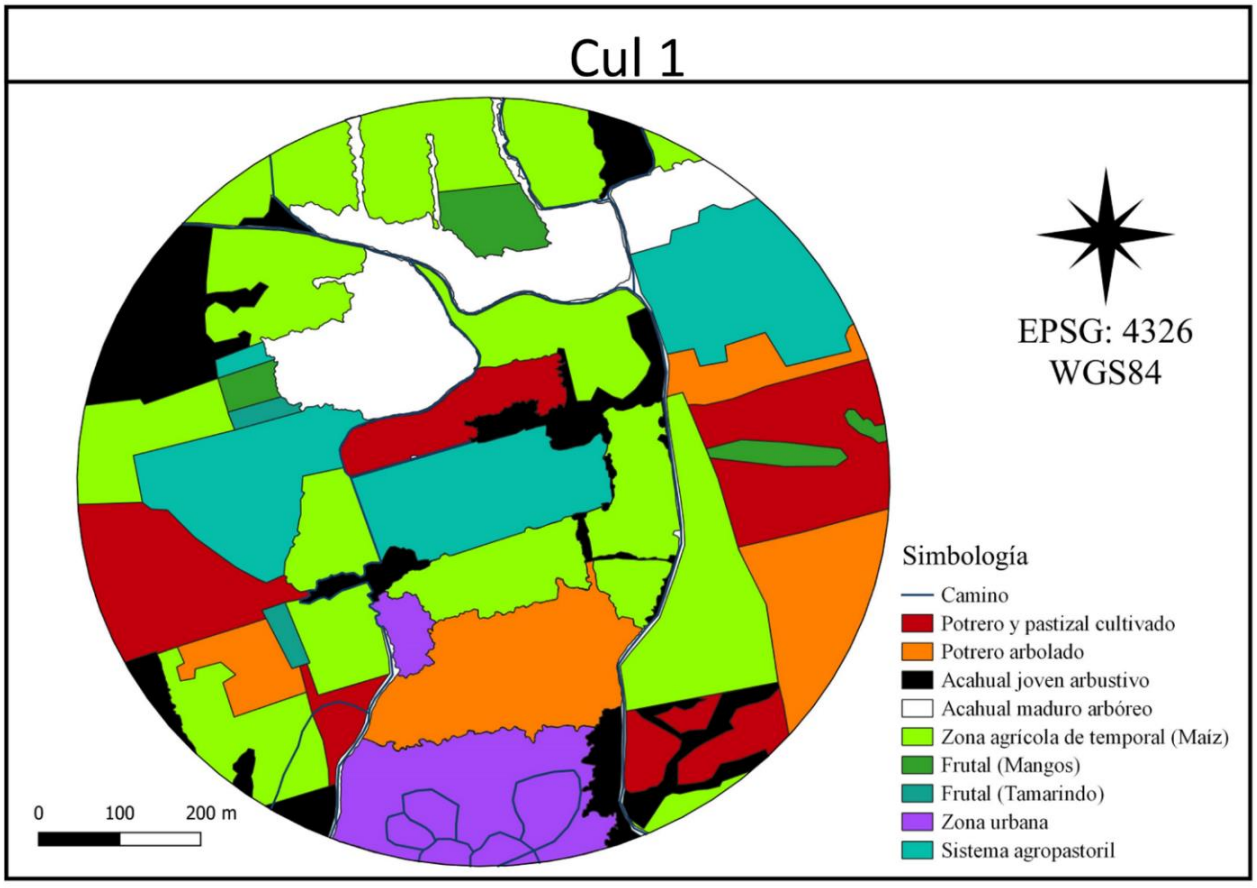
5. RESULTADOS

Se registraron un total de 9,466 organismos pertenecientes a 91 especies, de las cuales 12 pertenecieron a la familia Papilionidae, 28 a la familia Pieridae y 51 a la familia Nymphalidae. Dos especies que fueron *Eurema daira eugenia* (Wallengren, 1860) y *Pyrisitia proterpia* (Fabricius, 1775), mostraron abundancias considerablemente mayores al resto de las especies registradas. De las 91 especies registradas solo 10 (12%) de ellas fueron catalogadas como especialistas, mientras que 81 fueron clasificadas como generalistas. Tres de los paisajes evaluados no registraron ninguna especie especialista (cultivo 1, cultivo 2, frutal 1, heterogeneidad intermedia 1), mientras que cinco sitios presentaron cuatro especies y dos sitios registraron una especie. La abundancia de especialistas por sitio varió de uno a ocho individuos y conformó el 0.29% de la abundancia total (Cuadro 1) La lista taxonómica de las especies registradas se muestra en el apéndice 2.

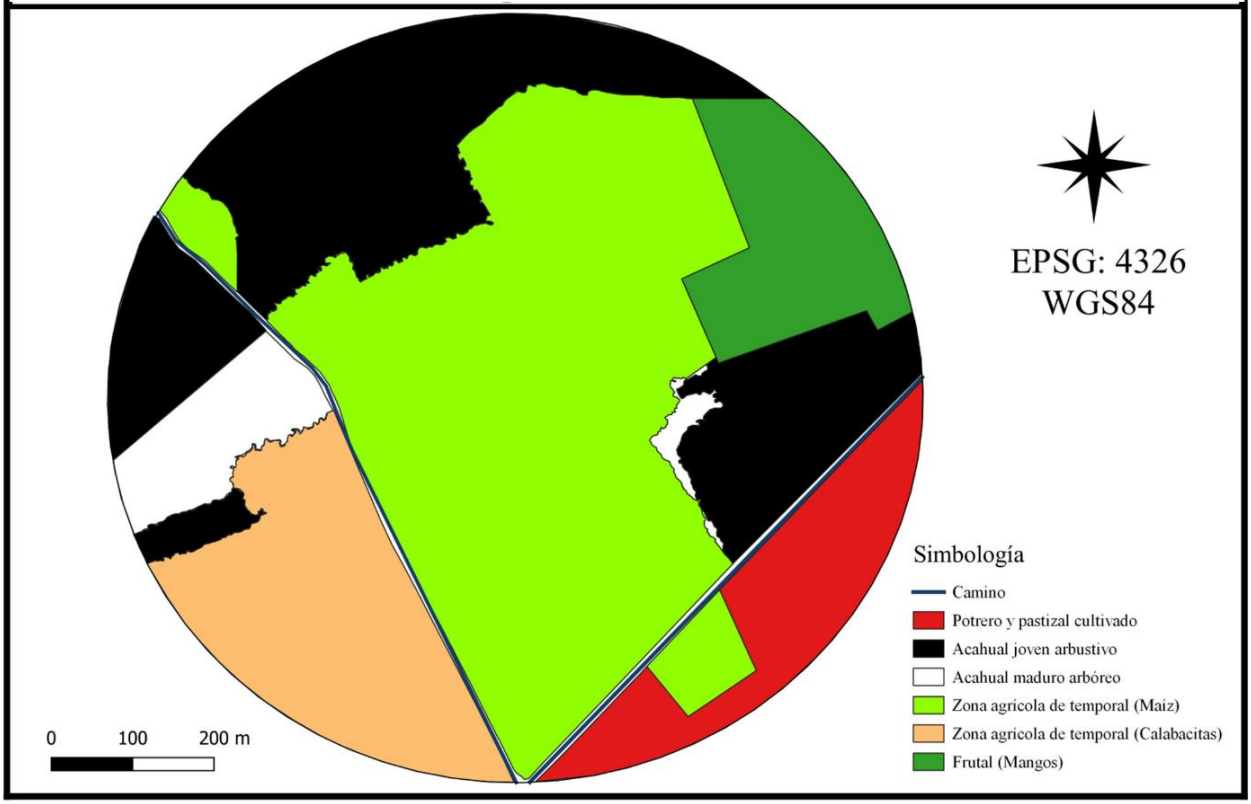
El análisis de las unidades de paisaje arrojó que los sitios evaluados están conformados por coberturas que variaron en extensión y distribución espacial. La extensión de los elementos de que conformaron los paisajes evaluados se muestra en el cuadro 2 y su distribución

espacial en la figura 2. **Los valores obtenidos de heterogeneidad configuracional variaron de 275.53 hasta 756.17 hectáreas** mientras que la heterogeneidad composicional presentó valores con una menor variación, de 1.0 a 1.7, los valores para cada unidad de paisaje se enlistan en el cuadro 1.

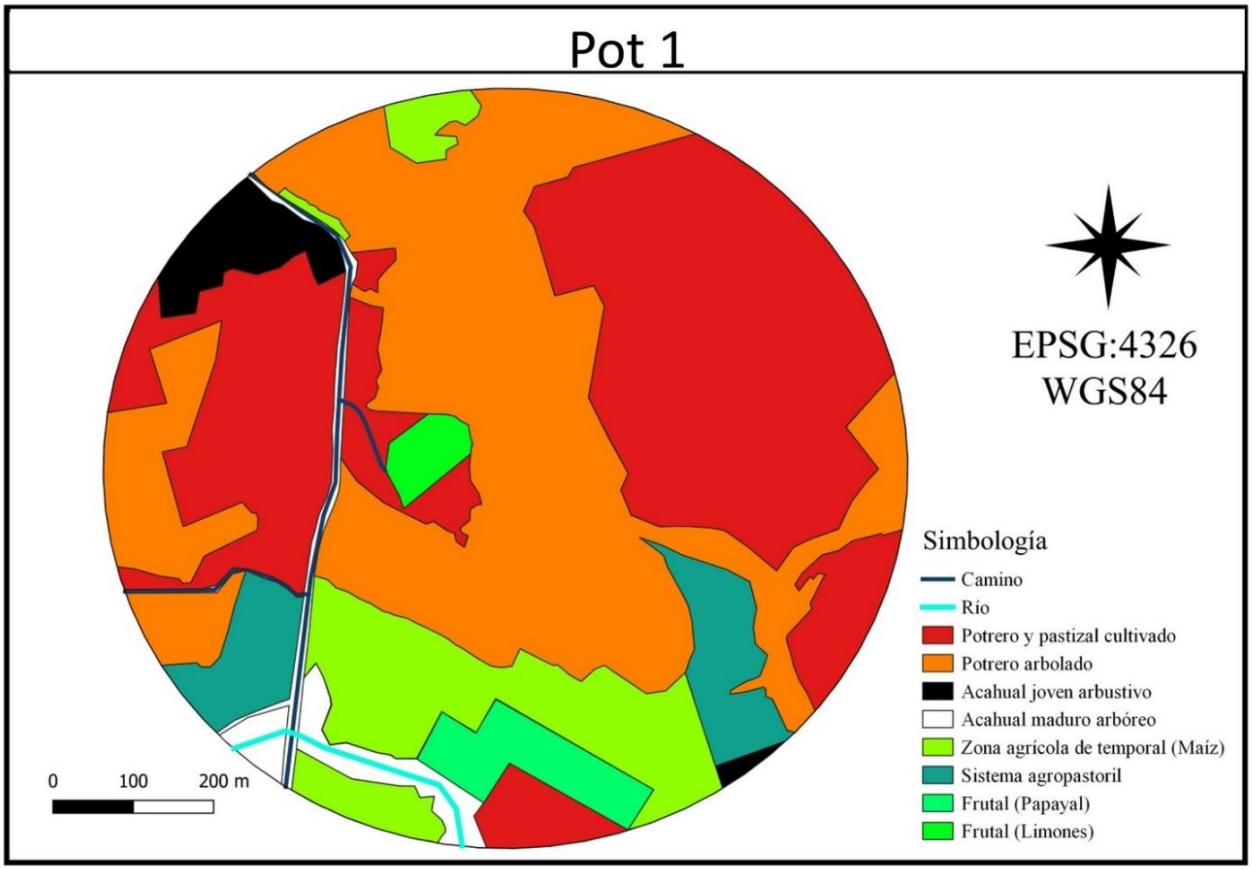
Figura 2. Distribución espacial de los componentes que conformaron los paisajes evaluados en el área de estudio.

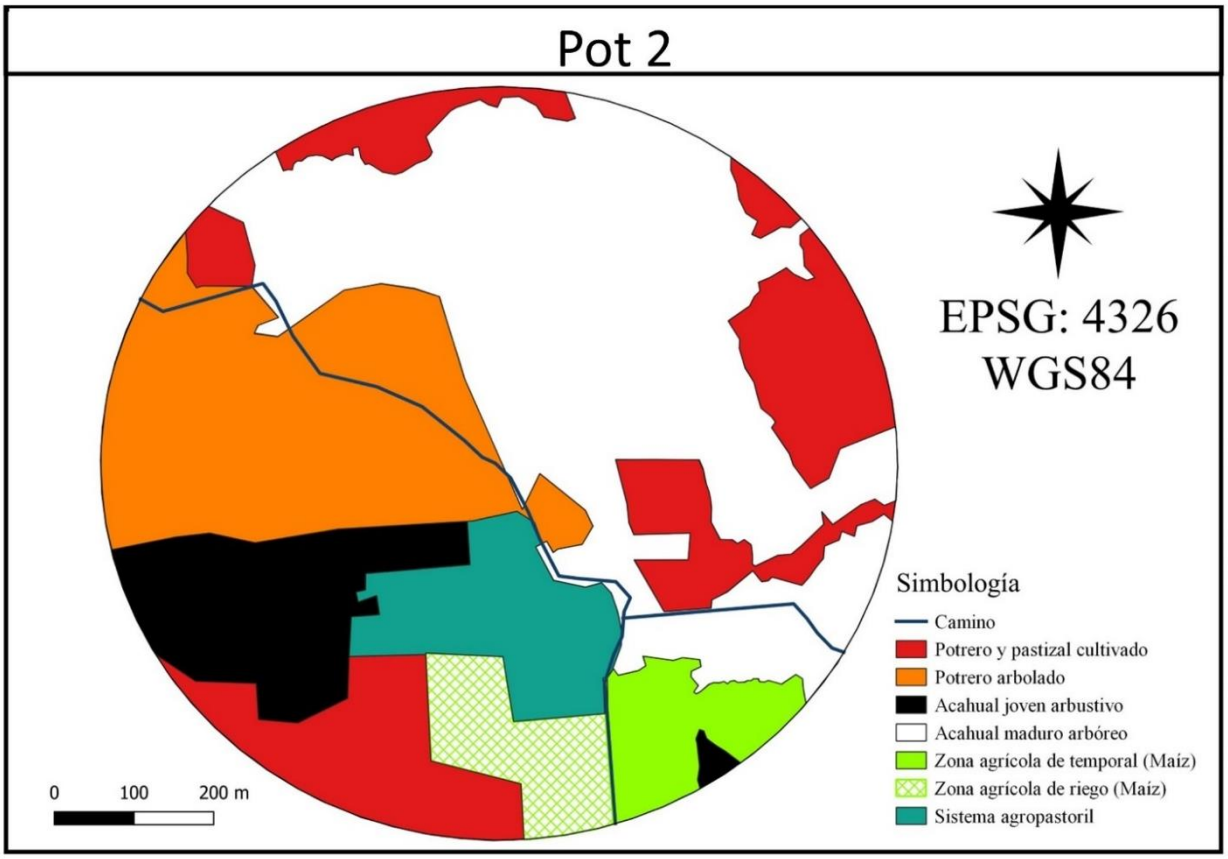


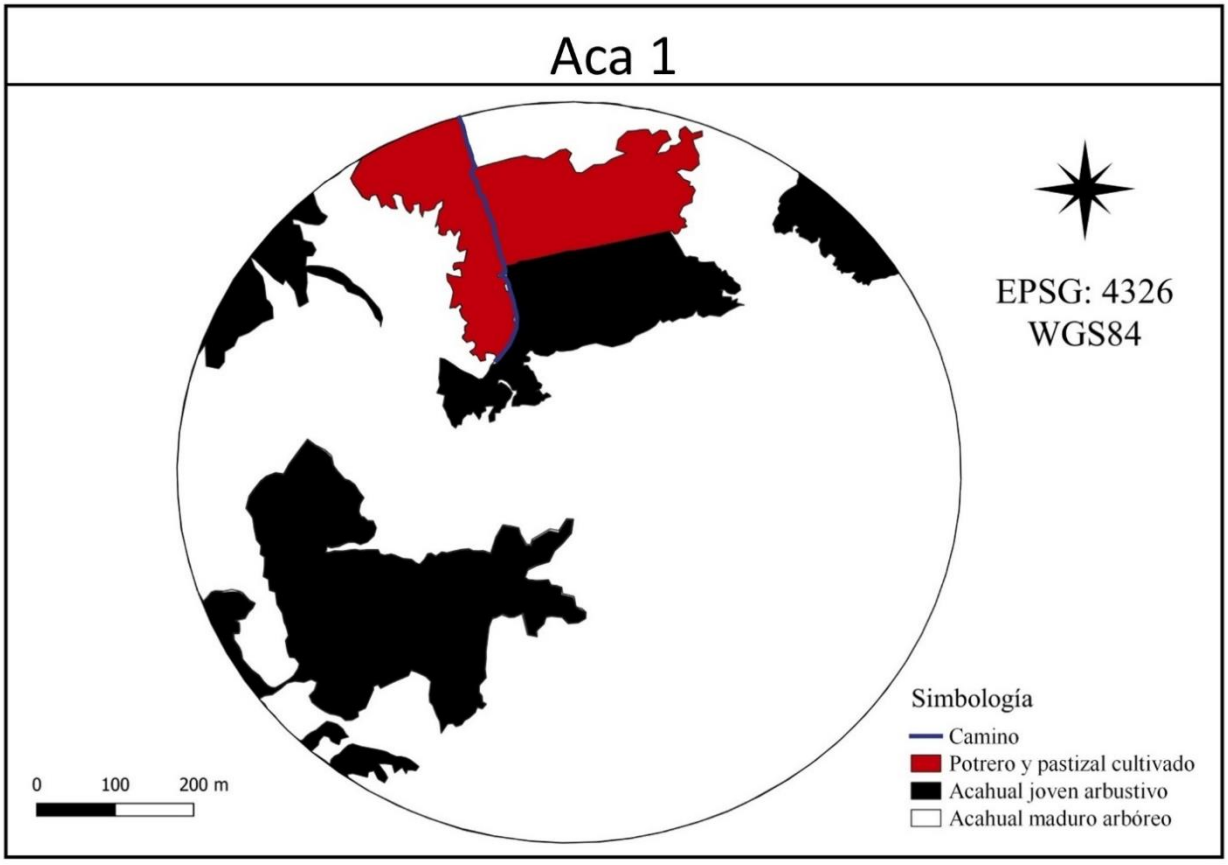
Cul 2

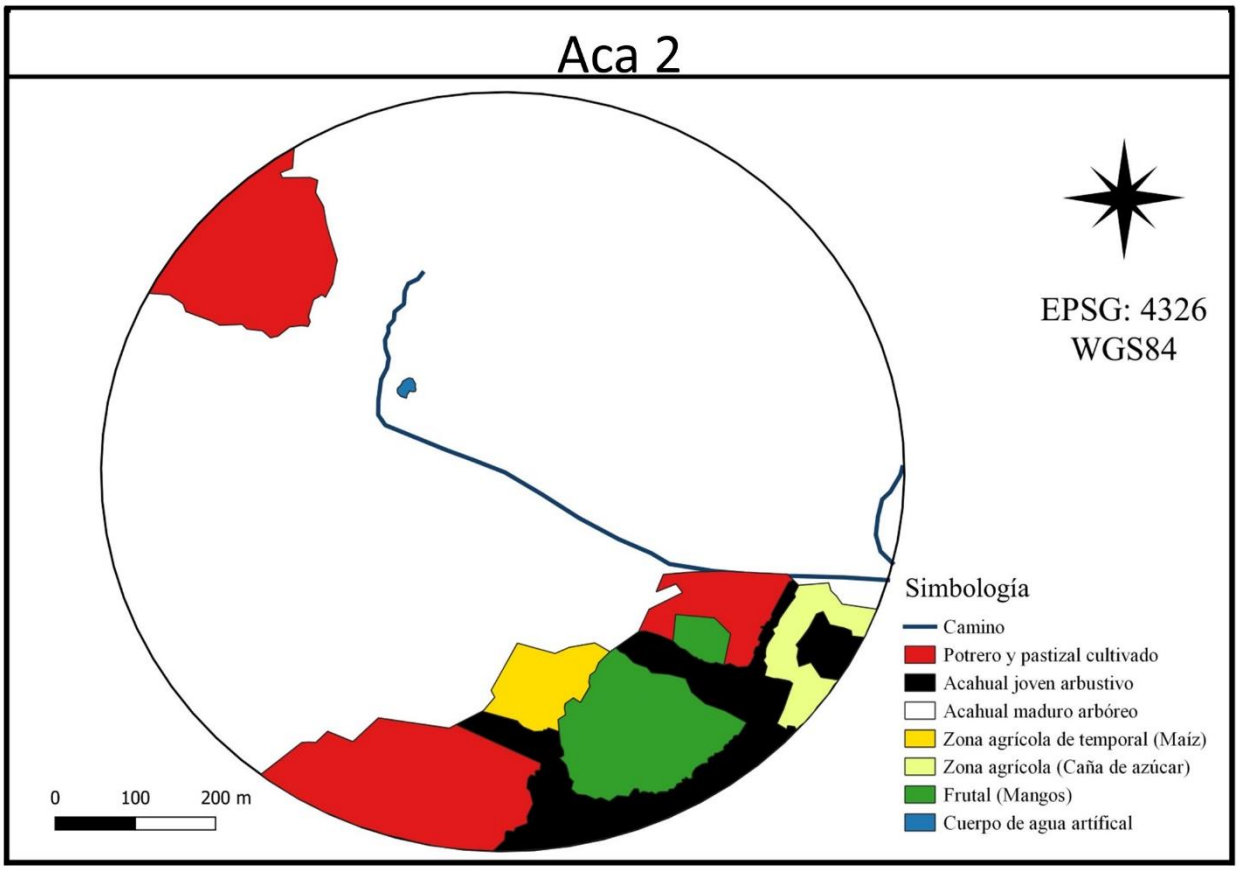

EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Camino
Potrero y pastizal cultivado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agrícola de temporal (Maíz)
Zona agrícola de temporal (Calabacitas)
Frutal (Mangos)
0
100
200 m

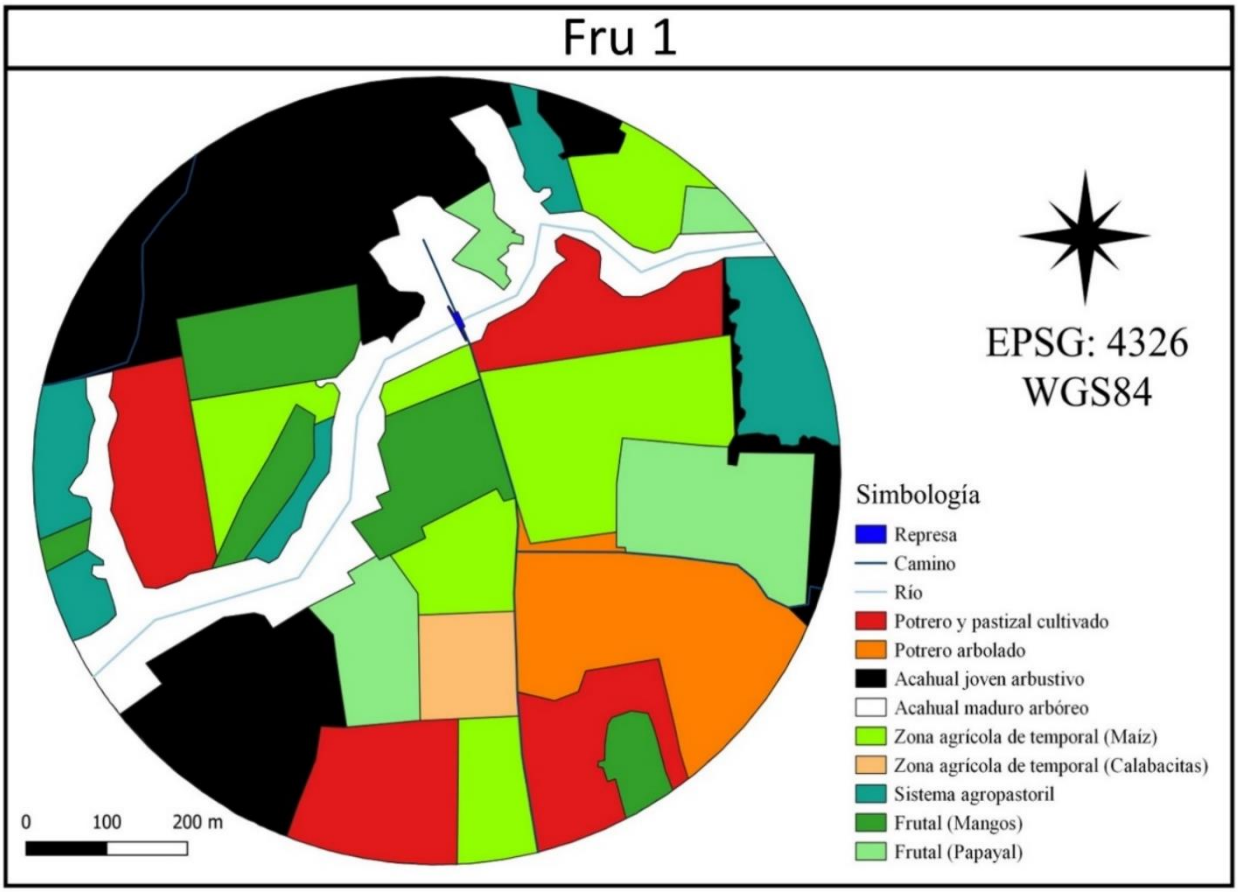
Pot 1

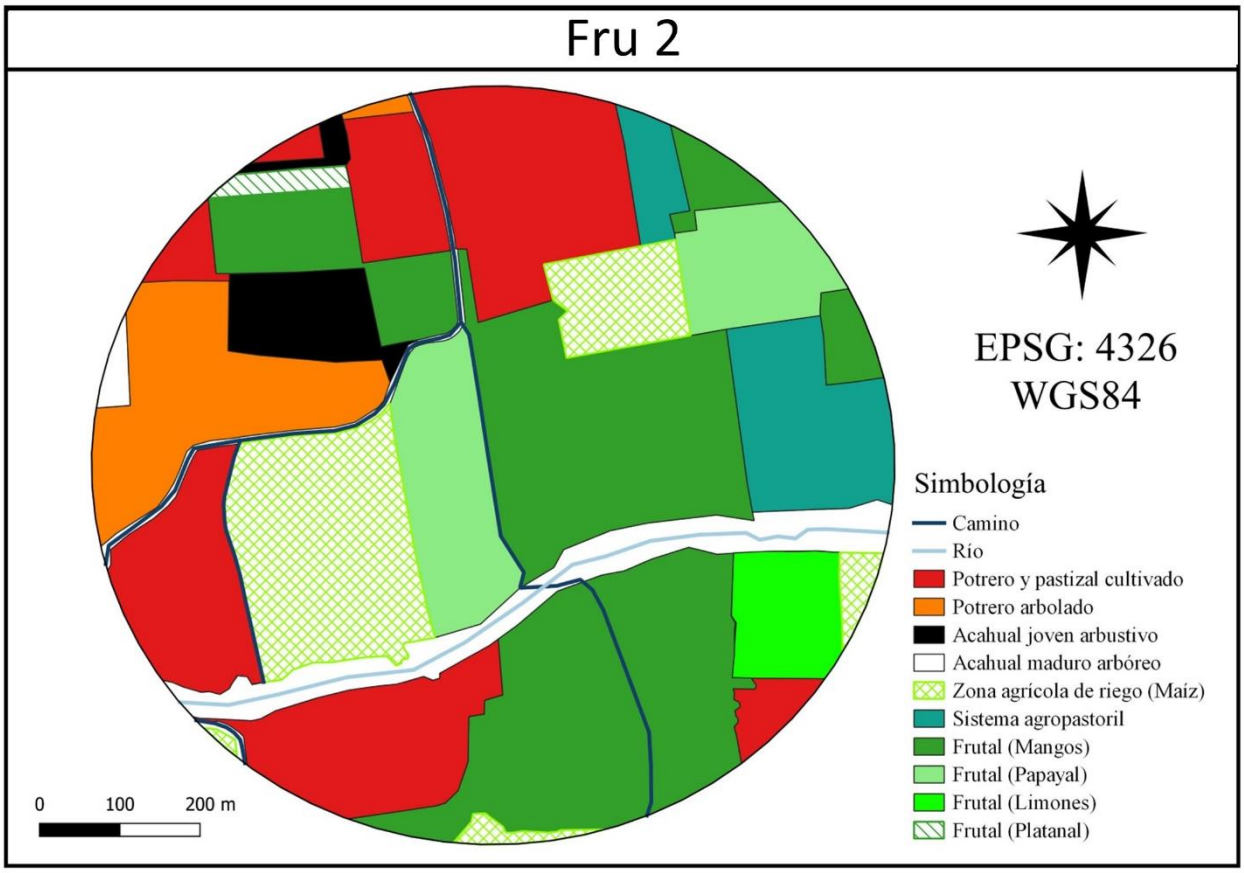

EPSG:4326
WGS84
Simbología
Camino
Río
Potrero y pastizal cultivado
Potrero arbolado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agrícola de temporal (Maíz)
Sistema agropastoril
Frutal (Papayal)
Frutal (Limones)
0
100
200 m

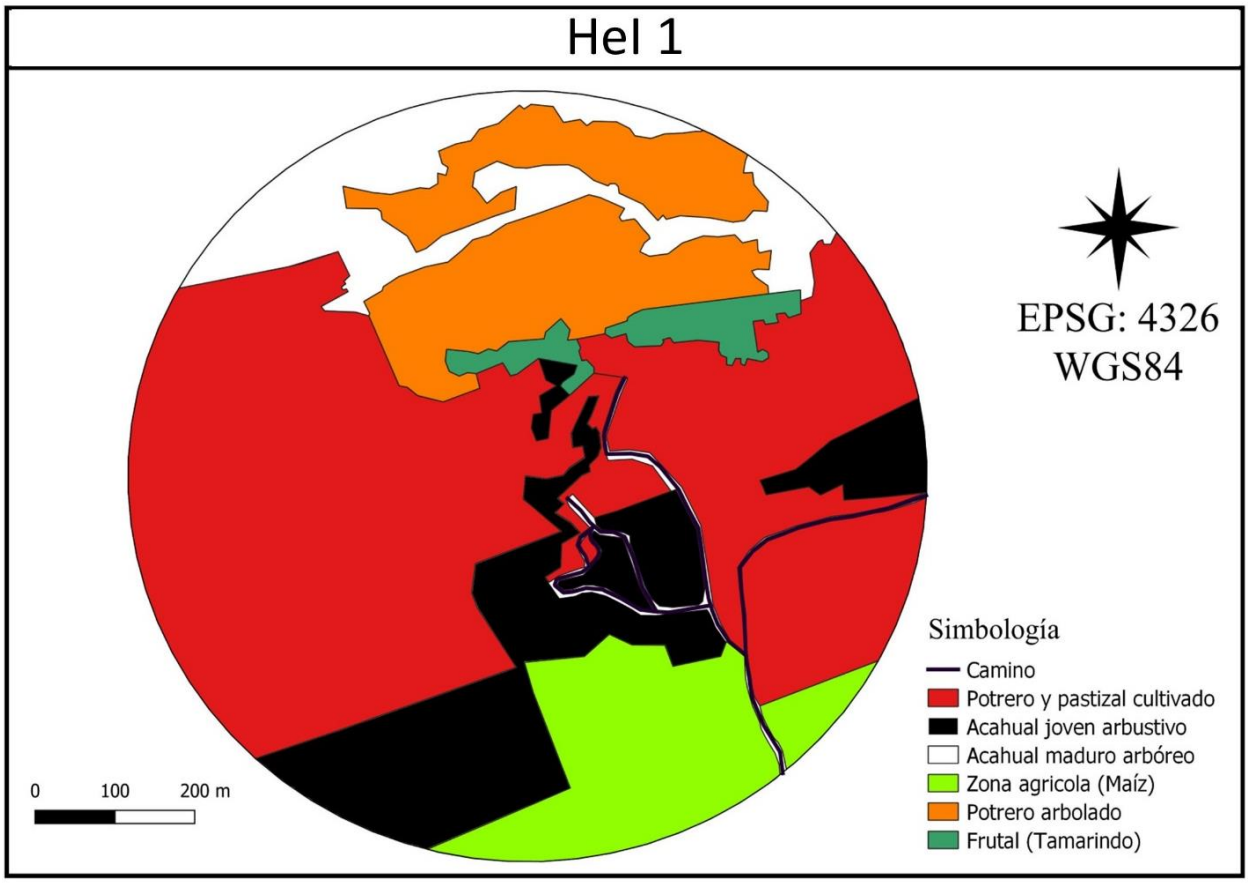

Pot 2
EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Camino
Potrero y pastizal cultivado
Potrero arbolado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agrícola de temporal (Maíz)
Zona agrícola de riego (Maíz)
Sistema agropastoril
0
100
200 m

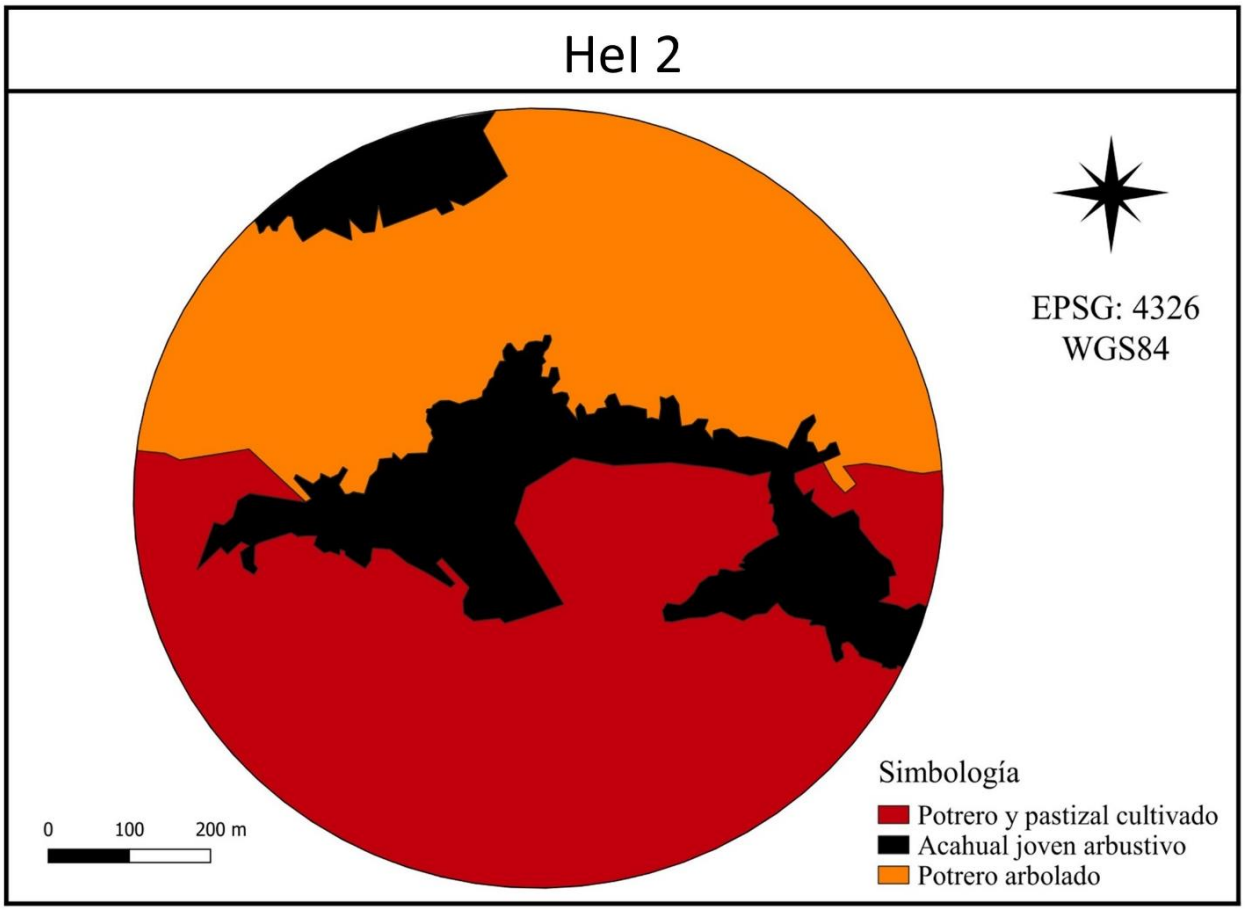

Aca 1
EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Camino
Potrero y pastizal cultivado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
0
100
200 m


Aca 2
EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Camino
Potrero y pastizal cultivado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agrícola de temporal (Maíz)
Zona agrícola (Caña de azúcar)
Frutal (Mangos)
Cuerpo de agua artifical
0
100
200 m


Fru 1
EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Represa
Camino
Río
Potrero y pastizal cultivado
Potrero arbolado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agrícola de temporal (Maíz)
Zona agrícola de temporal (Calabacitas)
Sistema agropastoril
Frutal (Mangos)
Frutal (Papayal)
0
100
200 m

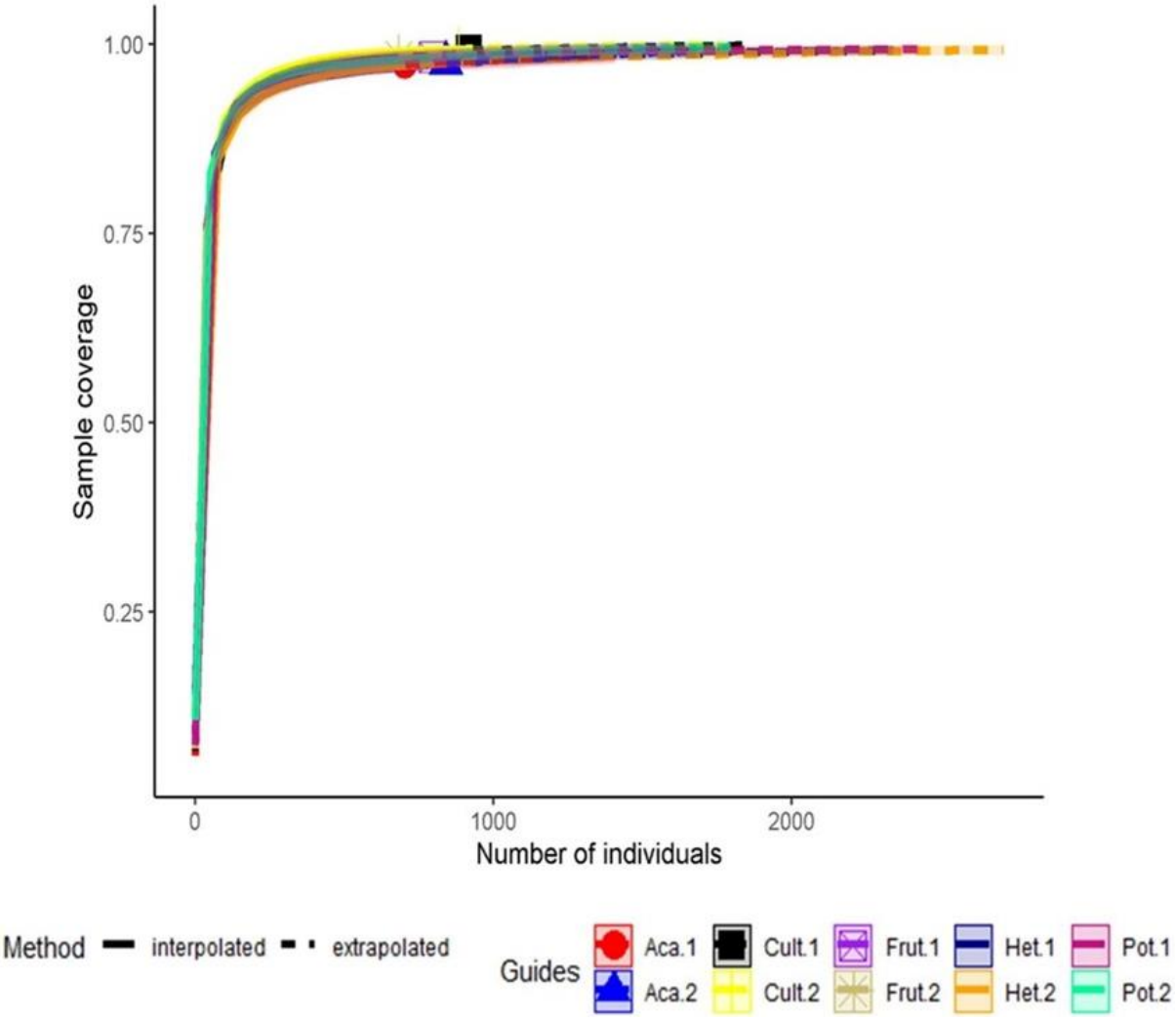

Fru 2
EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Camino
Río
Potrero y pastizal cultivado
Potrero arbolado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agrícola de riego (Maíz)
Sistema agropastoril
Frutal (Mangos)
Frutal (Papayal)
Frutal (Limones)
Frutal (Platanal)
0
100
200 m


Hel 1
EPSG: 4326
WGS84
Simbología
Camino
Potrero y pastizal cultivado
Acahual joven arbustivo
Acahual maduro arbóreo
Zona agricola (Maíz)
Potrero arbolado
Frutal (Tamarindo)
0
100
200 m



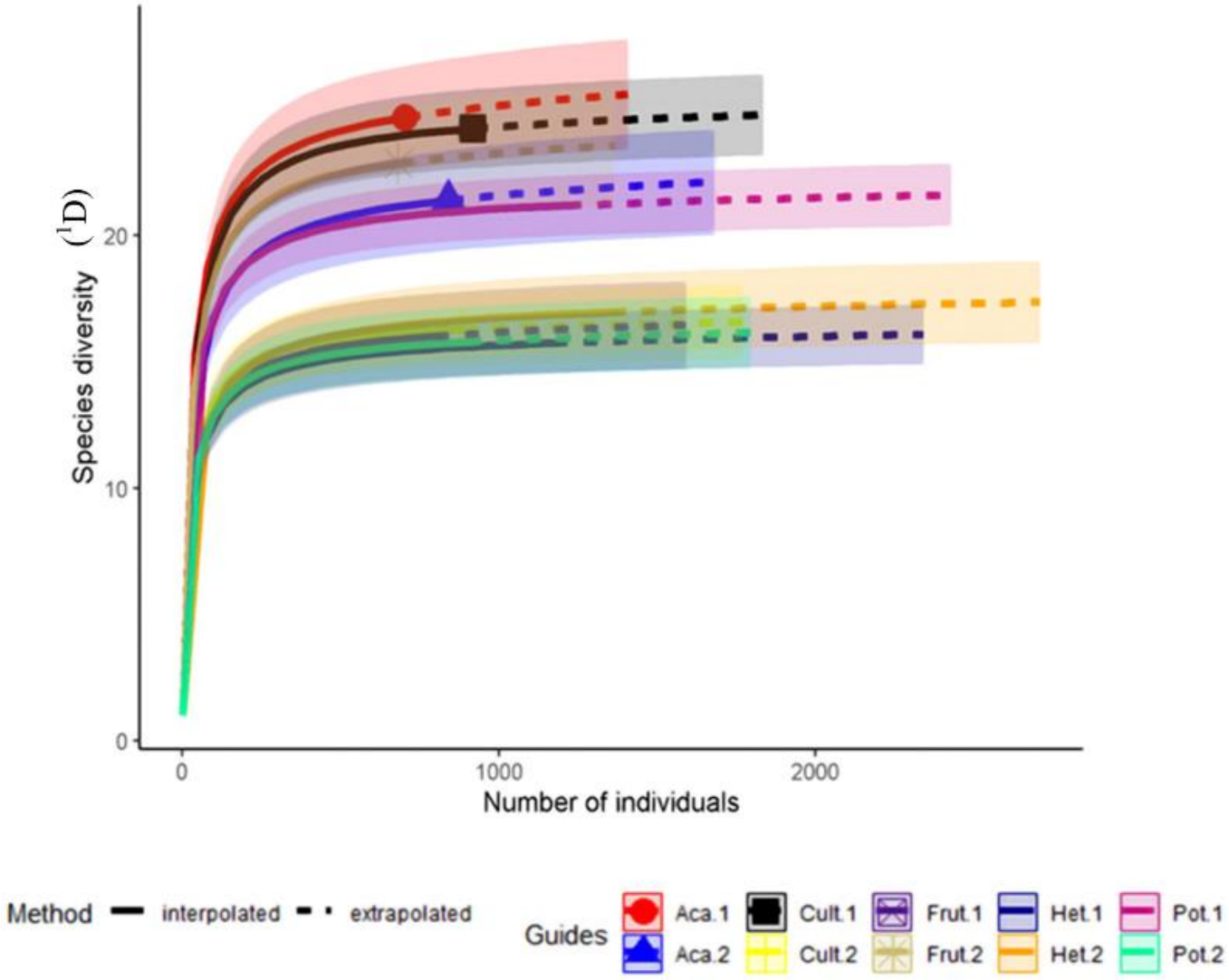
Las curvas de cobertura de la muestra arrojaron valores que oscilaron entre 0.93 y 0.97, lo cual indica que el esfuerzo de muestreo entre todas las unidades de paisaje fue suficiente (Figura 3).

Figura 3. La curva de cobertura de la muestra para los paisajes evaluados en el área de estudio.



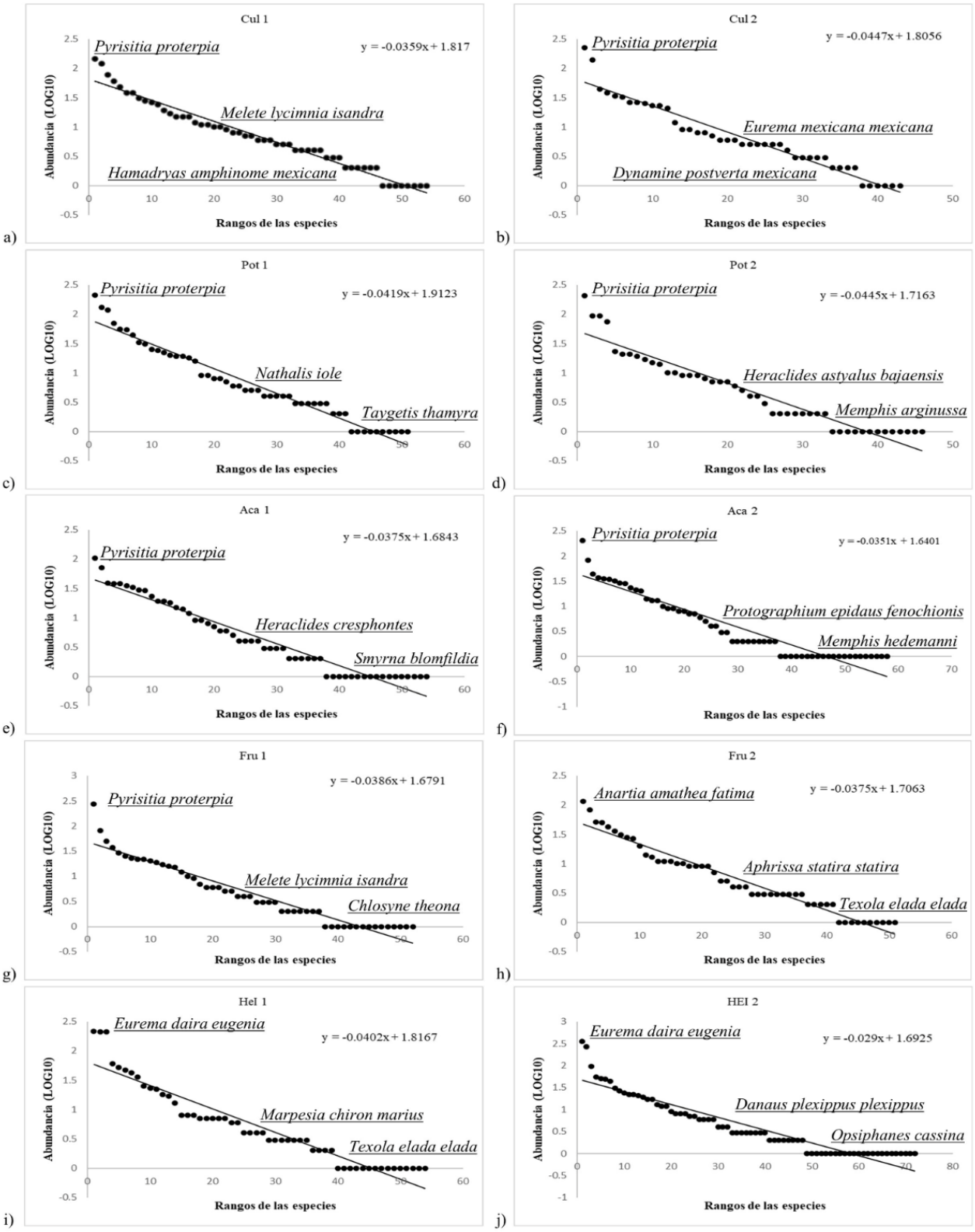
La diversidad de especies (^{1}D) en los sitios evaluados dividió a las unidades de paisaje en dos grupos. Cinco sitios mostraron niveles de diversidad significativamente mayores que el resto (Figura 4).

Figura 4. Diversidad de mariposas (^{1}D) en los paisajes evaluados. Las partes sombreadas indican los intervalos de confianza al 95%.



Las curvas de dominancia de Whittaker indicaron que la especie *P. proterpia* fue la especie más abundante en siete de los 10 sitios evaluados, *E. daira eugenia* fue la más abundante en dos de los sitios restantes, mientras que *Anartia amathea fatima* fue la más abundante en un sitio. La comparación de la pendiente de la distribución de la abundancia de las especies en los paisajes estudiados no presentó diferencias significativas entre los sitios ($P > 0.05$; Figura 5).

Figura 5. Curvas de rango abundancia para cada una de las unidades de paisaje presentes en el área de estudio. Unidades de paisaje. a) Cultivo 1, b) Cultivo 2, c) Potrero 1, d) Potrero 2, e) Acahual 1, f) Acahual 2, g) Frutal 1, h) Frutal 2, i) Heterogeneidad intermedia 1, j) Heterogeneidad intermedia 2.



Los modelos lineales generalizados indicaron un efecto negativo de la heterogeneidad composicional y de los sistemas agropastoriles sobre la riqueza de especies y la riqueza de especies de la familia Nymphalidae. Asimismo, los potreros arbolados influenciaron de manera negativa la riqueza de especies generalistas. Los potreros y pastizales cultivados y los potreros arbolados ejercieron un efecto positivo sobre la abundancia global y la abundancia de las especies de la familia Pieridae. De igual manera, los potreros y pastizales cultivados mostraron un efecto positivo sobre la riqueza de especies de la familia Nymphalidae, y las áreas de cultivo de temporal sobre la abundancia de las especies de la familia Papilionidae (Cuadro 3 y Figura 6).

Figura 6. Influencia de la heterogeneidad y componentes del paisaje sobre la riqueza y abundancia de mariposas.

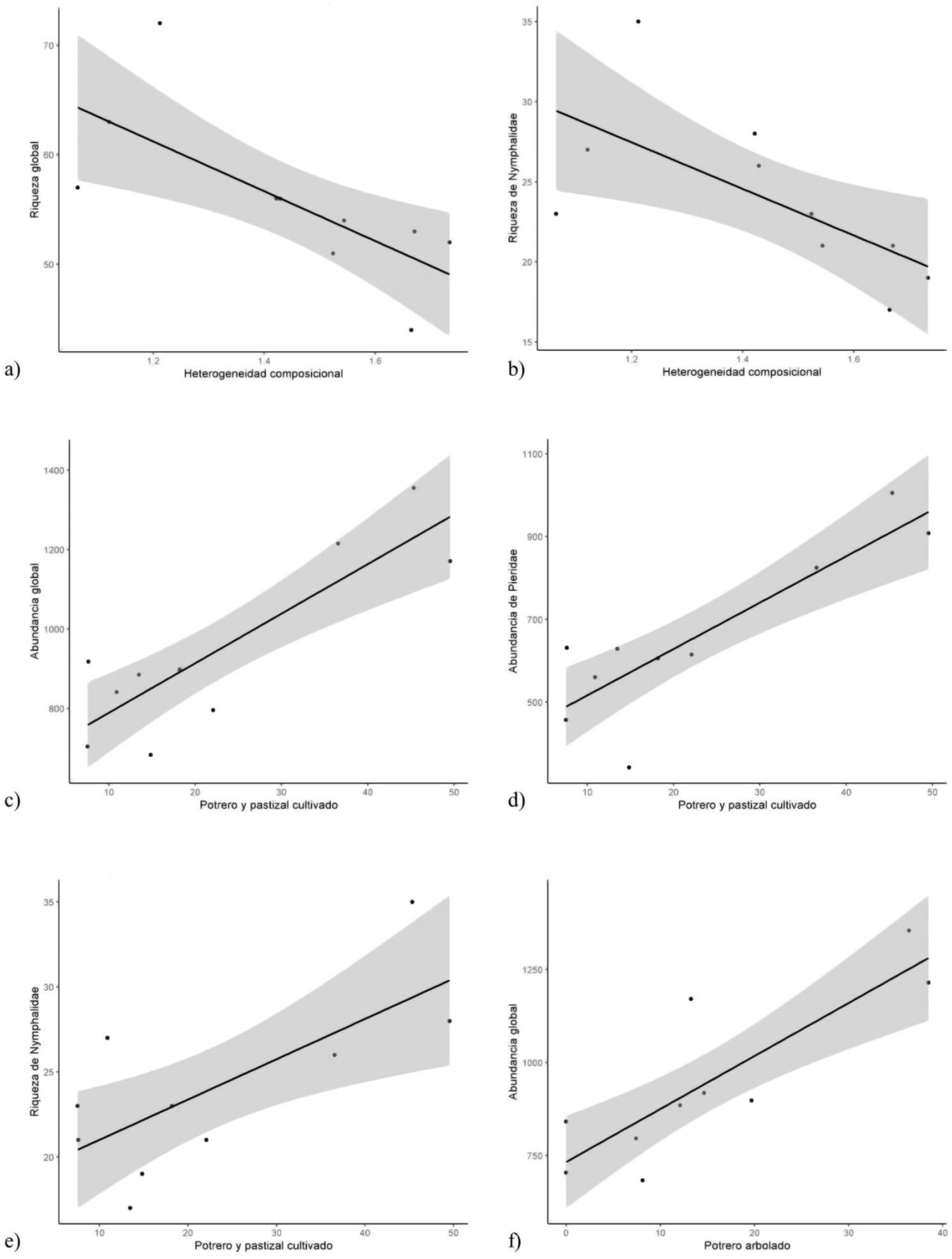
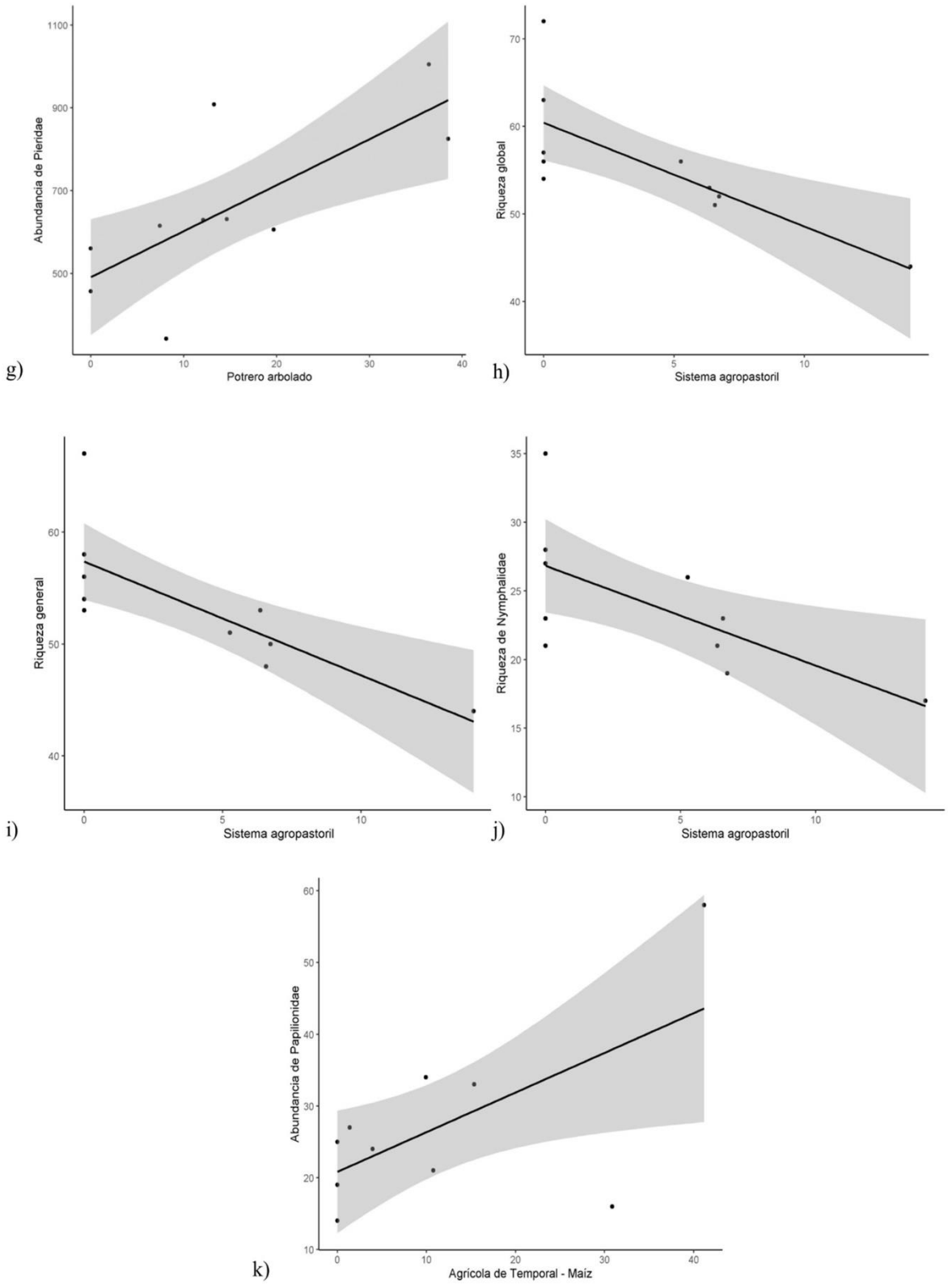


Figura 6 Continuación



6. DISCUSIÓN

Los resultados indican que la diversidad de especies de mariposas del área de estudio no mostró una asociación con los niveles de heterogeneidad ni con los elementos que conformaron los paisajes evaluados. Este resultado pudo estar influenciado por tres aspectos: primero la composición de la comunidad muestreada, ya que, al presentar una mayor parte de especies generalistas, es probable que los elementos que conforman los paisajes ya no ejerzan un efecto importante y sean imperceptibles para las especies registradas, provocando que los organismos puedan utilizar los hábitats disponibles de manera indistinta. Por otra parte, es probable que las comunidades para las cuales la estructura del paisaje ya no sea un aspecto que determine su diversidad otros factores más específicos como riqueza, abundancia y distribución de plantas hospederas, condiciones microclimáticas a nivel local, variaciones en temperatura, humedad y régimen pluvial pueden influenciar de una manera más determinante su diversidad (Menéndez et al 2007, Dennis, 2010). Asimismo, se ha sugerido que los índices de diversidad propuestos por Jost. (2006) como el que utilizamos en este estudio, pueden no reflejar de manera adecuada la variación en la diversidad de especies y por lo tanto deben interpretarse con precaución, se ha recomendado que en estos casos la riqueza de especies es la medida que refleja mejor las variaciones en diversidad de mariposas (Mac Donald et al. 2017). En el presente trabajo la riqueza de especies si mostró una variación importante a la heterogeneidad y la estructura de los paisajes evaluados, por lo tanto, sustentamos lo reportado por Mac Donald et al. (2017) y resaltamos la importancia de evaluar distintos parámetros de la diversidad de especies para interpretar integralmente los factores que determinan la variabilidad en la diversidad de mariposas.

La dominancia de las comunidades en los paisajes evaluados no mostró diferencias significativas, inclusive fueron solo tres especies las más abundantes en las 10 comunidades. Estas especies son consideradas generalistas (Molina Martínez et al. 2016; Orta et al. 2022), lo que indica que son capaces de explotar una mayor cantidad de los recursos disponibles. Uno de los efectos de la fragmentación es la pérdida de cobertura vegetal primaria, lo que origina fragmentos de bosque cada vez más pequeños y aislados entre sí (Solar et al. 2015). Se ha demostrado que en los sitios altamente fragmentados las mariposas de requerimientos específicos de hábitat son las primeras en presentar extinciones locales y se ven favorecidas las especies generalistas (Filgueiras et al. 2016). En el área de estudio se tomaron datos de unidades de paisaje muy heterogéneas en las cuales la mayoría de las coberturas vegetales correspondieron a sitios abiertos sujetos a un manejo intensivo, y los sitios con cobertura arbórea fueron una parte limitada del área total (aspecto que representa la situación del paisaje de la región). Esto pudo influir en beneficiar la colonización de especies capaces de tolerar una amplia gama de condiciones ambientales que les permite generar abundancias altas y como consecuencia dominar el uso de los recursos disponibles. Uno de los aspectos a destacar es que la dominancia de la comunidad de mariposas en los dos sitios que presentaron mayor cobertura arbórea (acahuales maduros) fue similar a los otros sitios evaluados. Esto puede ser un indicio de que la fragmentación ha tenido un efecto fuerte en la composición de la comunidad de especies de mariposas favoreciendo la dominancia de las especies generalistas. De igual manera, ha provocado que los sitios remanentes de vegetación arbórea no hayan sido capaces de mantener niveles importantes de riqueza y abundancia de especies especialistas al grado de que estas puedan presentar un aporte importante a la comunidad total. Por lo cual es altamente probable que la comunidad de mariposas del área de estudio esté siendo sujeta a

procesos de homogeneización biótica. De manera similar a lo reportado en otros estudios de mariposas en paisajes fragmentados (Nyafwono et al. 2014), las especies con requerimientos específicos de hábitat conformaron una parte limitada del total de la comunidad tanto en riqueza como en abundancia. Asimismo, estuvieron asociadas a unidades de paisaje en las cuales se presentaron fragmentos de acahual maduro.

La influencia de las variables del paisaje sobre la riqueza y abundancia de mariposas reportadas en este trabajo son variadas. La heterogeneidad composicional que toma en cuenta el número y extensión de los componentes del paisaje influyó de manera negativa la riqueza global de la comunidad y de la familia Nymphalidae. Esto puede sugerir que las unidades de paisaje con mayor heterogeneidad composicional son las que están más fragmentadas y en el caso del área de estudio, contienen una mayor cantidad y área de hábitats abiertos. Las especies de mariposas pueden encontrar una limitante al presentarse esta situación, ya que la posibilidad de que un mayor número de especies pueda permanecer o colonizar este tipo de paisajes se ve restringida a poder tolerar las condiciones específicas que tienen estos hábitats (pocos sitios de refugio, cambios continuos en las condiciones debido al manejo antropogénico, altas tasas de depredación, entre otros). Mientras más se incrementa el número de hábitats, las especies de mariposas especialistas que son capaces de tolerar estas condiciones disminuyen (*P. montezuma*, *E. albania*, *A. aidea*, *H. godmanii*, *A. demophoon*, *C. electra*, *F. eurypyle*, *M. arginussa*, *M. hedemanni*, *P. laertes*) y solamente permanecen especies ampliamente generalistas adaptadas a hábitats abiertos y que han desarrollado estrategias para soportar la presión a la que son sometidos estos paisajes por actividades antropogénicas, una de estas estrategias es la capacidad de dispersión: la relación de la dispersión va en cuestión a su alimentación y al área de

distribución, en su bauplan las mariposas especializadas desarrollan alas anteriores más pequeñas, con un vuelo más rápido pero capacidad migratoria reducida.

Sitios abiertos como potreros y potreros arbolados registraron una influencia positiva sobre la abundancia global y la abundancia de la familia Pieridae. Por una parte, esto puede ser explicado porque los piéridos fueron el grupo que presentó de manera considerable una mayor abundancia en comparación con las familias Papilionidae y Nymphalidae por lo tanto el patrón de abundancia global está influenciado de manera importante por la familia Pieridae. Aunado a esto, las especies de piéridos registrados en este trabajo fueron especies que han sido reportadas como asociadas a ambientes abiertos y con un régimen importante de perturbación antropogénica como los potreros (De Vries, 1987; Scott, 1992; Orta et al. 2022). Otro aspecto que se asocia a interacción positiva entre los Pieridae y potreros y potreros arbolados tiene que ver con el comportamiento de los organismos en relación con la obtención del alimento. Las especies de los géneros *Pyrisitia* y *Eurema* que fueron de las especies más abundantes en este estudio, suelen concentrarse en grupos muy numerosos alrededor y sobre las heces de ganado bovino para libar nitrógeno. Dado que en los poteros las heces constituyen un recurso considerablemente abundante, estas especies son fuertemente atraídas a estos sitios y esto facilita que sean contabilizadas en los muestreos. La presencia de arbustos con flores distribuidos de manera aislada es común en los potreros de la región del área de estudio. A estos arbustos comúnmente recurren a alimentarse de néctar en una abundancia considerable organismos de la subfamilia Coliadinae. Con base en lo anterior la disponibilidad del recurso y la adaptación de los piéridos a las condiciones ambientales presentes en los porteros y potreros arbolados parecen ser los aspectos que generaron niveles de abundancia importantes en tales sitios.

Contrario a lo que indican otros estudios de mariposas (Enri et al. 2017; Lewthwaite y Mooers, 2021) y escarabajos coprófagos (Filgueiras et al. 2011), los sistemas agropastoriles del área de estudio tuvieron una influencia negativa sobre la riqueza de especies tanto a nivel global, generalistas y para la familia Nymphalidae. Dado que Nymphalidae fue la familia que tuvo una mayor contribución a la riqueza de especies de toda el área de estudio y que dentro de esta familia la mayoría de las especies estuvieron catalogadas como generalistas es probable que este proceso influyera a que las mariposas generalistas se adaptaran muy bien a las condiciones de manejo, la topografía y la estructura de la vegetación. Otro factor que pudo propiciar la relación entre estos organismos generalistas a los diferentes tipos de fragmentos, es el manejo que en el área de estudio presentan los sistemas agropastoriles. Cuando ocurre la rotación de uso del sitio de ganado a cultivo, se presenta un uso intensivo de pesticidas químicos para eliminar las malezas, aunado a esto es común que se queme la vegetación remanente en el área. Estas acciones afectan las características estructurales del sitio como la cobertura de suelo desnudo, la altura de la vegetación, la composición de la comunidad de plantas y la disponibilidad de fuentes de néctar. Estos cambios periódicos en la estructura de los sistemas agropastoriles, genera un efecto negativo sobre las mariposas y otros grupos de polinizadores (Moraz et al. 2013; Muratet y Fountaine, 2015; Braak et al. 2018).

Se ha reportado que, en paisajes fragmentados en ambientes tropicales, especies de la familia Papilionidae presentan abundancias importantes en hábitats abiertos como cultivos y potreros (Molina-Martínez y León-Cortés, 2006). En este trabajo, la abundancia de las especies de la familia Papilionidae se relacionó de manera positiva con los cultivos de temporal. De manera general, los papiliónidos son mariposas que pueden desplazarse

distancias grandes y generalmente prefieren hacerlo a través de hábitats abiertos (Tyler et al. 1994). Las especies reportadas para el área de estudio fueron registradas en este comportamiento, por lo que es posible que utilicen este hábitat para desplazarse. Asimismo, la rotación de cultivos de temporal que se da en el área de estudio permite la aparición de herbáceas con flores, lo que genera recursos alimenticios para los papiliónidos. El estudio apoya la idea del efecto biológico, más sin embargo hay un dato que está generando que todo influya de manera significativa (cuadro 3 y figura 6k), cuando esto debería ser inversamente proporcional para que tenga una relación y explicación biológica. Al no tener una explicación usando los modelos científicos debemos dar una interpretación matemática como una herramienta representacional de un organismo modelo (artefactualismo radical) (de Oliveira, 2022) y con esto aclarar que parte de la relación saliera significativa, es que solo un dato está jalando a todos los demás y ocurra este fenómeno.

7. CONCLUSIONES

Los resultados del presente trabajo indican que en el paisaje actual del área de estudio presenta un alto grado de fragmentación y contiene comunidades de mariposas compuestas principalmente por organismos de hábitos generalistas. Esta condición de las especies ha propiciado que paisajes con distinto grado de heterogeneidad presenten niveles de dominancia similares y que únicamente tres especies sean las que explotan con mayor eficiencia los recursos disponibles en los paisajes evaluados. Asimismo, las especies que requieren condiciones específicas de hábitat conformaron un 12% de la comunidad estudiada y están asociadas a fragmentos remanentes de vegetación madura. La influencia de las variables a nivel de paisaje sobre las mariposas es diferencial y se asocia a la escala taxonómica a la cual es evaluada, siendo a una escala de paisaje el número y extensión de hábitats las métricas que influyen sobre la riqueza de especies. A una escala menor, los hábitats abiertos determinaron la riqueza y abundancia de mariposas. Con base en lo anterior, es posible que en el área de estudio ocurran procesos de homogeneización biótica, por lo cual es recomendable que, para evitar procesos de extinción local, se conserven los fragmentos de vegetación madura y se diversifique el uso de suelo hacia coberturas forestales para reducir los potreros y poteros arbolados que promueven la elevada abundancia de las especies que actualmente dominan las comunidades estudiadas. Esto conformaría comunidades de mariposas más diversificadas y persistentes, aún bajo la influencia negativa de la pérdida y fragmentación del hábitat en ambientes tropicales.

8. LITERATURA CITADA

Arroyo-Rodríguez, V., and Toledo-Aceves, T. 2009. Impact of landscape spatial pattern on liana communities in tropical rainforests at Los Tuxtlas, Mexico. *Applied Vegetation Science*, 12: 340-349.
https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01030.x

Barlow, J., Overal, W. L., Araujo, I. S., Gardner, T. A., and Peres, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1001-1012.
https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01347.x

Börschig, C., Klein, A.M., Von Wehrden, H., and Krauss, J. 2013. Traits of butterfly communities change from specialist to generalist characteristics with increasing land-use intensity. *Basic and Applied Ecology*, 14(7): 547-554.
https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.09.002

Braak, N., Neve, R., Jones, A. K., Gibbs, M., and Breuker, C. J. 2018. The effects of insecticides on butterflies - a review. *Environmental Pollution*, 242(A): 507-518.
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.100

Brühl, C.A., Eltz, T., and Linsenmair, E. 2003. Size does matter – effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1371-1389.

https://doi.org/10.1023/A:1023621609102

Caballero, U., and León-Cortés, J. 2014. Beetle succession and diversity between clothed sun-exposed and shaded pig carrion in a dry forest landscape in Southern Mexico. *Forensic Science International*, 245: 143-150.

https://doi.org/10.1016/j.forsciint.2014.10.040

Caldas, A., and Robbins, R. K. 2003. Modified pollard transects for assessing tropical abundance and diversity. *Biological Conservation*, 110(2): 211-219.

https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00190-8

Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., and Fahrig, L. 2015. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184: 117-126.

https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.014

Carvalho, K.S., and Vasconcelos, H.L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, 91: 151-157.

https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00079-8

Challenger, A. 1998. *Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro*. CONABIO-UNAM-Agrupación Sierra Madre, México City.

Chao A, Ma K H, M Hsieh T C. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/.

Dennis, R. L. H. 2010. *A resource-based habitat view for conservation*. Butterflies in the British landscape, Wiley-Blackwell., UK. 406 pp.

De Oliveira, G. S. 2022. Radical artifactualism. *European Journal for Philosophy of Science*, 12: 36
https://doi.org/10.1007/s13194-022-00462-0

DeVries, P. J. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae I*. PrincetonUniversity Press, New Jersey, 327 pp.

Dirzo, R., and Garcia, M.C. 1992. Rates of Deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical Area in Southeast Mexico. *Conservation Biology*, 6: 84-90.
https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610084.x

Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 62: 81-91.
https://doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01143-7

Ekroos, J., Heliölä, J., and Kuussaari, M. 2010. Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 47(2): 459-467.
https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01767.x

Ellis, E.A., Romero, J.A., and Hernández, I.U. 2017. Deforestation Processes in the State of Quintana Roo, Mexico: The Role of Land Use and Community Forestry. *Tropical Conservation Science*, 10: 1-12.
https://doi.org/10.1177/1940082917697259

Eskildsen, A., Carvalheiro, L.G., Kissling, W.D., Biesmeijer, J.C., Schweiger, O., and Høye, T.T. 2015. Ecological specialization matters: long-term trends in butterfly species richness and assemblage composition depend on multiple functional traits. *Diversity and Distributions*, 21: 792-802.
https://doi.org/10.1111/ddi.12340

Fahrig, L., and Nuttle, W.K. 2005. *Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments*. In: Lovett, G.M., Turner, M.G., Jones, C.G., Weathers, K.C. (eds) Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. Springer, New York, NY.
https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_6

Feer, F., and Hingrat, Y. 2005. Effects of Forest Fragmentation on a Dung Beetle Community in French Guiana. *Conservation Biology*, 19: 1103-1112.
https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00087.x

Filgueiras, B.K.C., Iannuzzi, L., and Leal, I.R. 2011. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 144(1): 362-369.
https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.013

Gallardo-López, F., Riestra-Díaz, D., Aluja-Schunemann, A., y Martínez-Dávila, J.P. 2002. Factores que determinan la diversidad agrícola y los propósitos de producción en los agroecosistemas del municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México. *Agrociencia*, 36(4): 495-502.
https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30236410

Glassberg, J. 2017. *A swift guide to butterflies of Mexico and Central America*. Princeton University Press, New Jersey, 304 pp.

Guang-mei, W., Jin-cheng Z., Xue-Rong L., Yu-hong L., Jun-bao Y., Hong-bo S., and Yun-zhao L. 2014. Low plant diversity and floristic homogenization in fast-urbanizing towns in Shandong Peninsular, China: Effects of urban greening at regional scale for ecological engineering. *Ecological Engineering*, 64: 179-185.
https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.054

INEGI. 2009. *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Paso de Ovejas, Veracruz de Ignacio de la Llave*. Clave geoestadística 30126, México.

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.

https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x

Lang-Ovalle, F.P., Pérez-Vázquez, A., Martínez-Dávila, J.P., Platas-Rosado, D.E., Ojeda-Enciso, L.A., y Ortega-Zaleta, D.A. 2007. Acctitud hacia el cambio de uso de suelo en la región Golfo Centro de Veracruz, México. *Universidad y Ciencia Trópico Húmedo*, 23(1): 47-56.

https://doi.org/10.19136/era.a23n1.308

Leal, I.R., Filgueiras, B.K.C., Gomes, J.P., Iannuzzi, L., and Andersen, A.N. 2012. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 21: 1687-1701.

https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9

Llorente-Bousquets, J. E., Oñate-Ocaña, L., Luis-Martínez, A., Vargas-Fernández, I. 1997. *Papilionidae y Pieridae de México: Distribución Geográfica e Ilustración*. UNAM, CONABIO, México DF, 226 pp.

López-Mejía, M., Moreno, C. E., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G., y Rojas-Martínez, G. 2017. Comparación de dos métodos para analizar la proporción de riqueza de especies entre comunidades: un ejemplo con murciélagos de selvas y hábitats modificados. *Revista Mexicana de biodiversidad*, 88: 183-191.

Luis-Martínez, A. M., Llorente-Bousquets, J. E., and Vargas-Fernández, I. 2003. *Nymphalidae de México I (Danainae, Apaturinae, Biblidinae y Heliconiinae): Distribución Geográfica e Ilustración*. Facultad de Ciencias UNAM, CONABIO, México DF.

MacDonald, Z. G., Nielsen, S. E., Acorn, J. H. 2017. Negative relationships between species richness and evenness render common diversity indices inadequate for assessing long-term trends in butterfly diversity. *Biodiversity conservation*, 26: 617-629.

https://doi.org/10.1007/s10531-016-1261-0

MacDonald, Z. G., Anderson, I. D., Acorn, J. H., and Nielsen, S. E. 2018. Decoupling habitat fragmentation from habitat loss: butterfly species mobility obscures fragmentation effects in a naturally fragmented landscape of lake islands. *Oecologia*, 186: 11-27.

https://doi.org/10.1007/s00442-017-4005-2

Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Black-well Publishing, Oxford.

McCleery, R., Monadjem, A., Baiser, B., Fletcher jr, R., Vickers, K., and Kruger, L. 2018. Animal diversity declines with broad-scale homogenization of canopy cover in African savannas. *Biological Conservation*, 226: 54-62.

https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.020

McKinney, M.L., and Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(1): 450-453.
https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1

Mendoza, E., and Dirzo, R. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1621-1641.
https://doi.org/10.1023/A:1008916304504

Menéndez, R., González-Megías, A., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D. B., Ohlemüller, R., and Thomas, C. D. 2007. Direct and indirect effects of climate and habitat factors on butterfly diversity. *Ecology*, 88(3): 605-611.
https://doi.org/10.1890/06-0539

Meneses, L., Meléndez, V., Parra-Tabla, V., and Navarro, J. 2010. Bee diversity in a fragmented landscape of the Mexican neotropic. *Journal of Insect Conservation*, 14: 323-334.
https://doi.org/10.1007/s10841-010-9262-x

Merckx, T., and Van Dyck, H. 2019. Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects. *Global Ecology and Biogeography*, 28: 1440-1455.
https://doi.org/10.1111/geb.12969

Miao, B-G., Peng, Y-Q., Yang, D-R., Kubota, Y., Economo, E.P., and Liu, C. 2021. Climate and land-use interactively shape butterfly diversity in tropical rainforest and savanna ecosystems of southwestern China. *Insect Science*, 28: 1109-1120. https://doi.org/10.1111/1744-7917.12824

Molina-Martínez, A., León-Cortés, J. L., Regan, H. M., Lewis, O. T., Navarrete, D., Caballero, U., and Luis-Martínez, A. 2016. Changes in butterfly distributions and Species assemblages on a Neotropical Mountain range in response to global warming and anthropogenic land use. *Diversity and Distributions*, 22: 1085-1098. https://doi.org/10.1111/ddi.12473

Morante-Filho, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., de Souza Pessoa, M., Cazeta, E., and Faria, D. 2018. Direct and cascading effects of landscape structure on tropical forest and non-forest frugivorous birds. *Ecological Applications*, 0(0): 1-9. https://doi.org/10.1002/eap.1791

Moranz, R. A., Debinski, D. M., McGranahan, D. A., Engle, D. M., and Miller, J. R. 2012. Untangling the effects of fire, grazing, and land-use legacies on grassland butterfly communities. *Biodiversity and Conservation*, 21: 2719-2746. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0330-2

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., y Pavón, N. P. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre las comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249-1261. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-34532011000400019&script=sci_arttext

Moreno-Sanchez, R., Moreno-Sanchez, F., and Torres-Rojo, J.M. 2011. National assessment of the evolution of forest fragmentation in Mexico. *Journal of Forestry Research*, 22: 167-174. https://doi.org/10.1007/s11676-011-0145-0

Muratet, A., and Fontaine, B. 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 182: 148-154. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045.

New, T. R. 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation?. *Journal of Insect Conservation*, 1: 5-12. https://doi.org/10.1023/A:1018433406701

Nyafwono, M., Valtonen, A., Nyeko, P., and Roininen, H. 2014. Butterfly community composition across a successional gradient in a human-disturbed afro-tropical rain forest. *Biotropica*, 46(2): 210-218. https://doi.org/10.1111/btp.12085

Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., and Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1): 18-24.
https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010

Orta, C., Reyes-Agüero, J. A., Luis-Martínez, M. A., Muñoz-Robles, C. A., and Méndez, H. 2022. Mariposas bioindicadoras ecológicas en México. *Acta zoológica mexicana*, 38(n.s.): 1-33.
https://doi.org/10.21829/azm.2022.3812488

Pearse, W. D., Cavender-Bares, J., Hobbie, S. E., Avolio, M. L., Bettez, N., Roy Chowdhury, R., Darling, L. E., Groffman, P. M., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Learned, J., Neill, C., Nelson, K. C., Pataki, D. E., Ruddell, B. L., Steele, M. K., and Trammell, T. L. E. 2018. Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere*, 9(2):e02105.
https://doi.org/10.1002/ecs2.2105

Perovic, D., Gámez-Virués, S., Börschig, C., Klein, A. M., Krauss, J., Steckel, J., Rothenwöhrer, C., Erasmi, S., Tscharntke, T., and Westphal, C. 2015. Configurational landscape heterogeneity shapes functional community composition of grassland butterflies. *Journal of Applied Ecology*, 52: 505-513.
https://doi.org/10.1111/1365-2664.12394

Pollard, E., and Yates, T. 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. Chapman & Hall, UK, 252pp.

QGIS.org. 2022. QGIS 3.18.3. Geographic Information System Installation Guide. QGIS Association. Electronic document: https://www.qgis.org/es/site/.

Ribeiro, D. B., Batista. R., Prado, P. I., Brown Jr, K. S. and Freitas, A. V. L. 2012. The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 21: 811-827.
https://doi.org/10.1007/s10531-011-0222-x

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad., México, 504pp.

Rydon, A. 1964. Notes on the use of butterfly traps in East Africa. *Journal of the Lepidopterist's*. Society. 18(1): 51-58.

Sánchez de Jesús, H.A., Arroyo-Rodríguez, V., Andresen, E., and Escobar, F. 2016. Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. *Landscape Ecology*, 31: 843-854.
https://doi.org/10.1007/s10980-015-0293-2

Scott, J. 1986. *The Butterflies of North America: A Natural History and Field Guide*. Stanford University Press, California. 501 pp.

Silva, R.J., Storck-Tonon, D., and Vaz-de-Mello, F.Z. 2016. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) persistence in Amazonian forest fragments and adjacent pastures: biogeographic implications for alpha and beta diversity. *Journal of Insect Conservation*, 20: 549-564.

https://doi.org/10.1007/s10841-016-9885-7

Solar, R. R., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Thomson, J. R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N. G., Oliveira, V. H. F., Chaul, J. C. M., Schoereder, J. H., Vieira, I. C. G., Mac Nally, R., and Gardner, T. A. 2015. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes?. *Ecology letters*, 18: 1108-1118.

https://doi.org/10.1111/ele.12494

Tokeshi, M. 1993. Species abundance patterns and community structure. *Advanves in Ecological Research*, 24: 111–186.

https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60042-2

Trivellini, G., Polidori, C., Pasquaretta, C., Orsenigo, S., and Bogliani, G. 2016. Nestedness of habitat specialists within habitat generalists in a butterfly assemblage. *Insect conservation and diversity*, 9: 495-505.

https://doi.org/10.1111/icad.12193

Valtonen, A., Hirka, A., Szőcs, L., Ayres, M.P., Roininen, H. and Csóka, G. 2017. Long-term species loss and homogenization of moth communities in Central Europe. *Journal of Animal Ecology*, 86: 730-738.

https://doi.org/10.1111/1365-2656.12687

White, P.J., and Kerr, J.T. 2007. Human impacts on environment–diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 290-299.

https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00298.x

CUADROS

Cuadro 1. Valores de las métricas del paisaje y de las comunidades de mariposas evaluadas en el área de estudio.

Sitio	H. Con[a]	H. Com[b]	Abu[c]	Riq[d]	A. Es[e]	A. Ge[f]	R. Es[g]	R. Ge[h]	B-P I.[i]	R. Pa[j]	A. Pa[k]	R. Pi[l]	A. Pi[m]	R. Ny[n]	A. Ny[ñ]
Cul 1	413.84	1.544	918	54	0	918	0	54	0.16	9	58	21	631	21	183
Cul 2	756.17	1.665	885	44	0	885	0	44	0.25	5	16	21	629	17	214
Pot 1	551.56	1.429	1215	56	6	1209	5	51	0.172	7	21	20	825	26	323
Pot 2	391.36	1.524	898	51	3	895	3	48	0.229	6	24	21	606	23	254
Aca 1	670.52	1.064	704	57	4	700	4	53	0.341	10	25	29	457	23	217
Aca 2	588.98	1.121	841	63	11	830	5	58	0.168	10	27	23	560	27	232
Fru 1	547.6	1.671	796	53	0	796	0	53	0.184	7	14	23	615	21	147
Fru 2	580.03	1.734	683	52	5	681	2	50	0.259	9	33	22	342	19	306
Hel 1	595.12	1.422	1171	56	0	1171	0	56	0.147	8	34	19	908	28	208
Hel 2	275.53	1.212	1355	72	6	1349	5	67	0.237	7	19	28	1005	35	308

[a] Índice de Heterogeneidad Configuracional
[b] Índice de Heterogeneidad Composicional
[c] Abundancia total
[d] Riqueza de especies
[e] Abundancia total de especialistas
[f] Abundancia total de generalistas
[g] Riqueza total de especialistas
[h] Riqueza total de generalistas
[i] Índice de dominancia de Berger-Parker *B-P
[j] Riqueza de la familia Papilionidae
[k] Abundancia de la familia Papilionidae
[l] Riqueza de la familia Pieridae
[m] Abundancia de la familia Pieridae
[n] Riqueza de la familia Nymphalidae
[ñ] Abundancia de la familia Nymphalidae

Cuadro 2. Extensión (Ha) de los componentes de los paisajes evaluados.

Sitio	CAM[a]	REP[b]	CDA[c]	RIO[d]	PPC[e]	PAR[f]	AJA[g]	AMA[h]	ZAM[i]	ZAC[j]	ZAA[k]	ZRM[l]	FRM[m]	FRT[n]	FRP[ñ]	FRL[o]	FRP[p]	ZUR[q]	SAG[r]
Cul 1	0.1584	0	0	0	6	11.5	9	3.67	32.3416	10.2	0	0	5.67	0	0	0	0	0	0
Cul 2	0.43675	0	0	0	10.58	9.5	7.22	7.74	24.2333	0	0	0	1.82	0.43	0	0	0	5.53	11.05
Pot 1	0.1229	0	0	0.0359	28.72	30.2212	2.13	1.79	8.46	0	0	0	0	0	2.1	0.82	0	0	4.14
Pot 2	0.1438	0	0	0	14.29	15.4662	6.81	30.2	3.12	0	0	3.35	0	0	0	0	0	0	5.16
Aca 1	0.0361	0	0	0	5.92	0	14.94	57.6439	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aca 2	0.1038	0	0.0385	0	8.56	0	4.12	60.4077	1.1	0	1	0	3.21	0	0	0	0	0	0
Fru 1	0.2096	0	0	0.0945	17.34	5.83	2.5	4.46	0	0	0	9.47	24.3059	0	6.66	2.21	0.46	0	5
Fru 2	0.1613	0.0242	0	0.1176	11.65	6.38	17.6369	10.3	12.07	1.61	0	0	6.48	0	6.82	0	0	0	5.29
Hel 1	0.1562	0	0	0	38.9138	10.42	11.6	7.85	7.8	0	0	0	0	1.8	0	0	0	0	0
Hel 2	0	0	0	0	35.6	28.6	14.34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

[a] Camino
[b] Represa
[c] Cuerpo de agua
[d] Río
[e] Potrero y pastizal cultivado
[f] Potrero arbolado
[g] Acahual joven arbustivo
[h] Acahual maduro arbóreo
[i] Zona agrícola de temporal (Maíz)
[j] Zona agrícola de temporal (calabacitas)
[k] Zona agrícola (caña de azúcar)
[l] Zona agrícola de riego (Maíz)
[m] Frutal (Mangos)
[n] Frutal (Tamarindo)
[ñ] Frutal (Papayal)
[o] Frutal (Limones)
[p] Frutal (Platanal)
[q] Zona urbana
[r] Sistema agropastoril

Cuadro 3. Respuesta de la diversidad de mariposas en función a la heterogeneidad composicional y hábitats presentes en el área de estudio.

		Heterogeneidad Composicional		
		Ordenada al origen	Pendiente	R2
Riqueza global	Estimado	98.95844	-0.6695831	0.524
	P	< 0.0001	*0.0309	
Riqueza de Nymphalidae	Estimado	55.72896	-0.5533304	0.443
	P	< 0.0001	*0.0358	
		Potrero y pastizal cultivado		
		Ordenada al origen	Pendiente	R2
Abundancia global	Estimado	702.6255	1.012483	0.735
	P	< 0.0001	*0.00134	
Abundancia de Pieridae	Estimado	446.9747	1.015941	0.707
	P	< 0.0001	*0.00165	
Riqueza Nymphalidae	Estimado	19.19877	1.009473	0.505
	P	< 0.0001	*0.0206	
		Potrero arbolado		
		Ordenada al origen	Pendiente	R2
Abundancia global	Estimado	752.4993	1.014271	0.701
	P	< 0.0001	*0.00246	
Abundancia de Pieridae	Estimado	508.3194	1.015905	0.511
	P	< 0.0001	*0.0183	
		Sistema agropastoril		
		Ordenada al origen	Pendiente	R2
Riqueza global	Estimado	60.55694	-0.9780309	0.595
	P	< 0.0001	*0.0103	
Riqueza general	Estimado	57.46867	-0.9803849	0.63
	P	< 0.0001	*0.048	
Riqueza Nymphalidae	Estimado	26.95773	-0.9681193	0.474
	P	< 0.0001	*0.0315	
		Agrícola de temporal (maíz)		
		Ordenada al origen	Pendiente	R2
Abundancia de Papilionidae	Estimado	21.39861	1.018138	0.401
	P	< 0.0001	*0.035	

9. APÉNDICES

Apéndice 1. Descripción de los elementos que conformaron los paisajes muestreados.

COMPONENTE DEL PAISAJE	**DESCRIPCIÓN**
Acahual maduro arbóreo	Estos sitios tienen un estrato arbóreo aproximado de 15 a 20 años, con árboles que presentan una altura que va de los 3-7 m, con troncos delgados. Alrededor de los acahuales el uso de suelo predominante es la ganadería de bovinos. Las especies presentes en estos sitios son *Lysiloma* spp. (Quebrachales – Quibrachilla), *Gliricidia sepium* (Cocuite), *Ehretia tenuifolia* (Roble), *Bursera simaruba* (Palo mulato), endémicas como *Randia monantha* (Crucetillo).
Acahual joven arbustivo	Tienen una vegetación de 4-7 años, el estrato arbustivo es de bosque secundario con una altura que va de 1-3 m con plantas como: *Gliricidia sepium* (Cocuite), *Bauhinia macranthera* (Pata de cabra), *Tecoma stans* (Coquillo o Tronadora), gramíneas y gran cantidad de pastos.
Potrero y pastizal cultivado	Son sitios dedicados a la crianza de ganado con distintas especies de pastos (Fabacea) como cobertura vegetal principal. Es común que se establezca un sistema de rotación del ganado para fomentar el crecimiento de los pastos.

Potreros arbolados (Quebrachal)	Sitios que se utilizan para la crianza y alimentación del ganado, presentan un estrato herbáceo dominado por pastos (Fabaceae) y un estrato arbóreo compuesto por especies como: *Acacia spp*. o *Gliricidia sepium* (Cocuite).
Cultivos de temporal	Sitios que siguen el régimen de la época de lluvias para los cultivos, generalmente se siembra maíz, sistema milpa (maíz, frijol y calabaza), cacahuate, Jamaica. Es muy común que los sitios no sean cultivados de manera continua, sino que la tierra se deje descansar entre temporadas, lo que promueve el desarrollo de una cobertura herbácea con abundantes flores que son eliminadas cuando el sitio se utiliza nuevamente para cultivo.
Cultivos de riego	Cultivos que tienen acceso a agua durante todo el año. Comúnmente se siembran: maíz, frijol, calabaza, chile, caña de azúcar. Es común que estos sitios presenten canales de riego o aspersores eléctricos.
Afluente de agua	En el área de estudio existen numerosos afluentes temporales que solo presentan agua en temporada de lluvias. Se presenta un afluente permanente el cual tiene una anchura y profundidad variable. Su corriente es lenta y a las orillas se presentan numerosos árboles de *Ficus spp*. (Higueras).
Frutal	Son parcelas de 2 a 5 hectáreas, en las cuales se cultivan plantas frutales de importancia económica como las papayas (*Carica papaya*), mangos (*Mangifera indica*), plátanos (*Musa paradisiaca*),

	tamarindo (*Tamarindus indica*) y sandias (*Citrullus lanatus*), en estos sitios son aplicadas grandes cantidades de agua, además de plaguicidas, herbicidas y otros químicos.
Caminos	Vías de comunicación que sirven para trasladarse entre un ejido y otro. Se presentan también caminos secundarios hechos por pobladores y campesinos de la región para el acceso a sus parcelas. Desde una visión espacial se pueden ver bien delimitados por cercas de terrenos ejidales o propiedades privadas.
Población urbana	Son áreas de asentamientos humanos, donde la vegetación está severamente disminuida. Hay construcciones de casas y carreteras pavimentadas. Es común encontrar huertos y granjas de traspatio, que aún conservan elementos de vegetación original.
Sistema agropastoril	Sistema de rotación de cultivos y ganado bovino. Al finalizar el ciclo de la cosecha se introduce el ganado bovino para que se alimenten de los partes de las plantas cultivadas no aprovechadas con la finalidad de optimizar el espacio y los recursos.

Apéndice 2.- Lista de especies de mariposas registradas y su asociación de hábitat.

Familia	Subfamilia	Especie	Generalista	Especialista
Papilionidae	Papilioninae	*Battus polydamas polydamas* (Linnaeus, 1758)	X	
		Heraclides astyalus bajaensis (J.W. Brown & Faulkner, 1992)	X	
		Heraclides cresphontes (Cramer, 1777)	X	
		Heraclides thoas autocles (Rothschild & Jordan, 1906)	X	
		Mimoides phaon phaon (Boisduval, 1836)	X	
		Papilio polyxenes asterius (Stoll, 1782)	X	
		Parides montezuma (Westwood, 1842)		X
		Parides photinus (Doubleday, 1844)	X	
		Protographium epidaus fenochionis (Salvin & Godman, 1868)	X	
		Protographium philolaus philolaus (Boisduval, 1836)	X	
		Pterourus garamas abderus (Hopffer, 1856)	X	
		Pterourus menatius morelius (Rothschild & Jordan, 1906)	X	
Pieridae	Dismorphiinae	*Enantia albania albania* (H.W. Bates, 1864)		X
	Coliadinae	*Abaeis nicippe* (Cramer, 1779)	X	
		Anteos clorinde (Godart, [1824])	X	
		Anteos maerula (Fabricius, 1775)	X	
		Aphrissa statira statira (Cramer, 1777)	X	
		Eurema albula celata (R. Felder, 1869)	X	
		Eurema arbela boisduvaliana (C. Felder & R. Felder, 1865)	X	
		Eurema daira eugenia (Wallengren, 1860)	X	
		Eurema mexicana mexicana (Boisduval, 1836)	X	
		Eurema salome jamapa (Reakirt, 1866)	X	
		Kricogonia lyside (Godart, 1819)	X	
		Nathalis iole (Boisduval, 1836)	X	
		Phoebis agarithe agarithe (Boisduval, 1836)	X	
Pieridae	Coliadinae	*Phoebis argante* (Brown, 1929)	X	
		Phoebis neocypris virgo (Butler, 1870)	X	
		Phoebis philea philea (Linnaeus, 1763)	X	
		Phoebis sennae marcellina (Cramer, 1777)	X	
		Pyrisitia dina westwoodi (Boisduval, 1836)	X	
		Pyrisitia lisa centralis (Herrich-Schäffer, 1865)	X	
		Pyrisitia nise nelphe (R. Felder, 1869)	X	
		Pyrisitia proterpia (Fabricius, 1775)	X	
		Zerene cesonia cesonia (Stoll, 1790)	X	
		Ascia monuste monuste (Linnaeus, 1764)	X	
		Glutophrissa drusilla tenuis (Lamas, 1981)	X	
		Melete lycimnia isandra (Boisduval, 1836)	X	
	Pierinae	*Hesperocharis costaricensis pasion* (Reakirt, [1867])	X	
		Itaballia demophile centralis (Joicey & Talbot, 1928)	X	
		Leptophobia aripa elodia (Boisduval, 1836)	X	

Familia	Subfamilia	Especie	Generalista	Especialista
Nymphalidae	Apaturinae	*Doxocopa laure laure* (Drury, 1773)	X	
	Danainae	*Danaus eresimus montezuma* (Talbot, 1943)	X	
		Danaus gilippus thersippus (H.W. Bates, 1863)	X	
		Danaus plexippus plexippus (Linnaeus, 1758)	X	
	Heliconiinae	*Agraulis vanillae incarnata* (Riley, 1926)	X	
		Dione juno huascuma (Reakirt, 1866)	X	
		Dione moneta poeyii (Butler, 1873)	X	
		Dryadula phaetusa (Linnaeus, 1758)	X	
		Dryas iulia moderata (Riley, 1926)	X	
		Eueides isabella eva (Fabricius, 1793)	X	
		Euptoieta hegesia meridiania (Stichel, 1938)	X	
	Biblidinae	*Heliconius charithonia vazquezae* (W.P. Comstock & F.M. Brown, 1950)	X	
		Adelpha fessonia fessonia (Hewitson, 1847)	X	
		Adelpha basiloides (H.W. Bates, 1865)	X	
		Dynamine postverta mexicana (d'Almeida, 1952)	X	
		Hamadryas amphinome mexicana (Lucas, 1853)	X	
		Hamadryas februa ferentina (Godart, [1824])	X	
		Hamadryas feronia farinulenta (Fruhstorfer, 1916)	X	
		Hamadryas glauconome glauconome (H.W. Bates, 1864)	X	
		Hamadryas guatemalena guatemalena (H.W. Bates, 1864)	X	
		Marpesia chiron marius (Cramer, 1779)	X	
		Marpesia petreus (Cramer, 1776)	X	
		Mestra dorcas amymone (Ménétriés, 1857)	X	
		Myscelia cyaniris cyaniris Doubleday, [1848]	X	
		Myscelia ethusa ethusa (Doyère, [1840])	X	
	Nymphalinae	*Anartia amathea fatima* (Fabricius, 1793)	X	
		Anartia jatrophae luteipicta (Fruhstorfer, 1907)	X	
		Anaea aidea (Guérin-Meneville, 1844)		X
		Anthanassa tulcis (Bates, 1864)	X	
		Castilia eranites (Hewitson, 1857)	X	
		Chlosyne janais janais (Drury, 1782)	X	
		Chlosyne lacinia lacinia (Geyer, 1837)	X	
		Chlosyne theona theona (Ménétriés, 1855)	X	
		Hypanartia godmanii (H.W. Bates, 1864)		X
		Microtia elva elva (H.W. Bates, 1864)	X	
		Phyciodes pallescens (R. Felder, 1869)	X	
		Siproeta stelenes biplagiata (Fruhstorfer, 1907)	X	
		Smyrna blomfildia datis (Fruhstorfer, 1908)	X	

Familia	Subfamilia	Especie	Generalista	Especialista
Nymphalidae	Nymphalinae	*Texola elada elada* (Hewitson, 1868)	X	
		Vanessa cardui (Linnaeus, 1758)	X	
	Charaxinae	*Archaeoprepona demophoon gulina* (Fruhstorfer, 1904)		X
		Consul electra electra (Westwood, 1850)		X
		Fountainea eurypyle confusa (A. Hall, 1929)		X
		Memphis arginussa eubaena (Boisduval, 1870)		X
		Memphis hedemanni (R. Felder, 1869)		X
		Prepona laertes octavia (Fruhstorfer, 1905)		X
		Siderone galanthis ssp. n.	X	
	Morphinae	*Opsiphanes boisduvallii* (Doubleday, [1849])	X	
		Opsiphanes cassina fabricii (Boisduval, 1870)	X	
	Satyrinae	*Cissia pompilia* (C.Felder & R. Felder, 1867)	X	
		Taygetis thamyra (Cramer, 1779)	X	

10. ANEXOS

Anexo 1. Participación en congresos o actividades de divulgación.

LA SOCIEDAD CIENTÍFICA MEXICANA DE ECOLOCÍA A.C.

OTORCA LA PRESENTE

CONSTANCIA

A:

Ulises Hernández Hernández

POR SU ASISTENCIA AL VIII CONCRESO MEXICANO DE ECOLOCÍA, LLEVADO A CABO DEL 22 AL 27 DE MATO DE 2022 EN OAXACA DE JUÁREZ, OAXACA, MÉXICO.

DRA. IRERI SUAZO ORTUÑO
PRESIDENTA DE LA SCME

M. EN C. MARCO ANTONIO VÁZQUEZ
PRESIDENTE DEL VIII CMEC

A-418
547

LA SOCIEDAD CIENTÍFICA MEXICANA DE ECOLOCÍA A.C.

OTORCA LA PRESENTE

CONSTANCIA

A:

Ulises Hernández-Hernández, Arcángel Molina-Martínez, Juan Héctor García-Chávez, César Antonio Sandoval-Ruiz, Jorge Leonel León-Cortés

Por su valiosa participación con la contribución en **cartel** titulada **“Diversidad de mariposas (Insecta: Lepidoptera) en paisajes fragmentados de la cuenca del Golfo de México”**, presentada como parte de la sección temática “Efectos de la Fragmentacion en Poblaciones y Especies” durante el **VIII Congreso Mexicano de Ecología**, llevado a cabo del 22 al 27 de mayo de 2022 en la ciudad de Oaxaca de Juárez, Oaxaca, México.

DRA. IRERI €UAZO ORTUÑO
PRESIDENTA DE LA SCME

M. EN C. MARCO ANTONIO VÁ€QUEZ DÁVILA
PRESIDENTE DEL VIII CMEC

R-555
267