

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA**

**Evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de
biodiversidad de macroinvertebrados del suelo en San Pedro La Laguna y
San Juan La Laguna, Sololá.**

**Estefany Jerenia Ordoñez Sayle
Bióloga**

Guatemala, octubre de 2015

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA**

**Evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de
biodiversidad de macroinvertebrados del suelo en San Pedro La Laguna y
San Juan La Laguna, Sololá**

**Informe de Tesis
Presentado por**

**Estefany Jerenia Ordoñez Sayle
Para optar al título de
Bióloga**

Guatemala, octubre de 2015

INTEGRANTES DE LA JUNTA DIRECTIVA

Dr. Rubén Dariel Velásquez Miranda	Decano
Lda. Elsa Julieta Salazar Meléndez, M.A.	Secretaria
MSc. Miriam Carolina Guzmán Quilo	Vocal I
Dr. Juan Francisco Pérez Sabino	Vocal II
Br. Michael Javier Mó Leal	Vocal IV
Br. Blanqui Eunice Flores de León	Vocal V

DEDICATORIA

Dedico este trabajo:

Al pueblo de Guatemala, quien con su trabajo, esfuerzo y sacrificio han dado lugar a mis años de educación.

A la Universidad de San Carlos de Guatemala, mi *alma mater*, de la cual me siento tan orgullosa de pertenecer.

A mis padres, quienes me han permitido ser quien soy y estar donde estoy.

A mis hermanas, quienes han hecho la vida más divertida.

A mi familia, de quien nunca me ha faltado apoyo y amor.

A mis amigos, quienes le han dado un valor agregado a la vida.

A Jorge Jiménez, mi compañero y cómplice en la vida.

Y muy especialmente a todos esos pequeños bichos que permitieron que se realizara este estudio.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a cada una de las personas que permitieron el desarrollo de este estudio en cualquier aspecto, especialmente al Lic. Jorge Jiménez por su ayuda desde el inicio hasta el final; don Félix Cholutío, mi compañero de campo; Dr. Jorge Erwin López, revisor de tesis; Lic. Pedro Pardo, por el tiempo dedicado; a la cooperativa de café “La Voz que Clama en el Desierto”; y al Programa de Ejercicio Profesional Supervisado Multidisciplinario –EPSUM- de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Contenido

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Área de Estudio	5
2.1.1 <i>Reserva de Usos Múltiples Cuenca del Lago de Atitlán (RUMCLA)</i>	5
2.1.2 <i>Área geográfica</i>	5
2.1.3 <i>Clima</i>	6
2.1.4 <i>Geología</i>	7
2.1.5 <i>Suelos</i>	8
2.1.6 <i>Uso de la tierra y cobertura vegetal</i>	8
2.1.7 <i>Capacidad de uso del suelo</i>	9
2.1.8 <i>Sistemas agrícolas</i>	10
2.2 Cambio en el uso de la tierra	11
2.3 Pérdida de biodiversidad	11
2.4 Fragmentación del paisaje	13
2.5 Efecto de la fragmentación sobre las especies	14
2.6 Biogeografía de islas y fragmentación	15
2.7 Metapoblaciones	15
2.8 Conectividad en paisajes fragmentados	16
2.9 Agroecosistemas	17
2.10 Conocimiento tradicional agrícola	19
2.11 Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)	22
2.12 Agricultura y Desarrollo Rural Sostenible (ADRS)	23
2.13 Buenas Prácticas Agrícolas (BPA)	23
2.14 La importancia de los estudios biológicos y la conservación	24
3. JUSTIFICACIÓN	26
4. OBJETIVOS	29
4.1 General	29
4.2 Específicos	29
5. HIPÓTESIS	29
6. MATERIALES Y MÉTODOS	30
6.1 Universo	30
6.1.1 <i>Población de estudio</i>	30
6.1.2 <i>Observaciones</i>	30
6.2 Materiales	30
6.3 Métodos	30
6.3.1 <i>Área de estudio</i>	30
6.3.2 <i>Variables de estudio</i>	31
6.3.3 <i>Tratamientos</i>	32
6.3.4 <i>Unidad experimental y observacional</i>	32

6.3.5 <i>Análisis estadístico</i>	32
7. RESULTADOS.....	35
7.1 Tratamientos	35
7.1.1 <i>Bosque</i>	37
7.1.2 <i>Cafetal</i>	38
7.1.3 <i>Milpa</i>	38
7.2 Comunidad Vegetal	40
7.3 Riqueza y diversidad composicional de macroinvertebrados del suelo	42
7.4 Análisis de la estructura de la comunidad.....	47
7.4.1 Abundancia relativa	47
7.5 Diversidad de Macroinvertebrados del suelo en distintos usos de la tierra..	51
7.6 Exploración de la relación entre la diversidad de macroinvertebrados del suelo y las variables ambientales	56
8. DISCUSIÓN	58
9. CONCLUSIONES.....	68
10. RECOMENDACIONES	69
11. REFERENCIAS	70
12. ANEXOS.....	78
12.1 Anexo 1: lista de especies de plantas identificadas en la localidad de Palestina.....	78
12.2 Anexo 2: lista de especies de plantas identificadas en la localidad de San Pedro/San Juan.....	79
12.3 Anexo 3: lista de especies de plantas identificadas en la localidad de Xequistalín.....	81
12.4 Anexo 4: lista de familias de macroinvertebrados identificados en Palestina.....	82
12.5 Anexo 5: lista de familias de macroinvertebrados identificados en San Juan/San Pedro.....	84
12.6 Anexo 6: lista de familias de macroinvertebrados identificados en Xequistalín.....	86
12.7 Anexo 7: Fotografías de macroinvertebrados del suelo identificados en el estudio.....	88

Evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad en San Pedro La Laguna y San Juan La Laguna, Sololá.

RESUMEN

Los municipios de San Juan La Laguna y San Pedro la Laguna pertenecen a la Reserva de Usos Múltiples Cuenca del Lago de Atitlán, en el departamento de Sololá. Gran parte de los bosques originales ha sido convertida en áreas agrícolas y zonas urbanas. En la actualidad, una de las mayores presiones en el planeta es el cambio en los usos de la tierra especialmente en Mesoamérica. Esto ocasiona pérdida de hábitat y fragmentación de bosques, lo que conlleva a la pérdida de biodiversidad. En este estudio se evaluó el potencial de los agroecosistemas anuales y perennes como reservorios de biodiversidad dentro de paisajes heterogéneos. Para esto evaluó la riqueza y abundancia de familias de macroinvertebrados terrestres adultos en tres tratamientos (bosque, cafetal y milpa), en tres diferentes sitios de San Juan La Laguna y San Pedro La Laguna. Se encontró diferencia gradual en la riqueza y abundancia de macroinvertebrados del suelo entre bosque, cafetal y milpa, considerándose el bosque como el más diverso y la milpa como el menos diverso. Se encontró que en el bosque se encuentra la mayor cantidad de estadios larvarios y juveniles, por lo que podría ser el principal reservorio de estos estadios. Además se identificó la variable de distancia a la que se encuentra el bosque como uno de los factores más importantes para explicar la varianza observada en los ensambles de macroinvertebrados. Es importante incluir los agroecosistemas dentro de los planes de manejo nacionales ya que estos representan gran importancia para la conservación y subsistencia local. Por esta razón se requiere de más estudios sobre el valor que tienen dentro de la conservación lo que permitiría orientar estrategias prioritarias, como de restauración y manejo de biodiversidad.

Palabras clave: agroecología, macroinvertebrados del suelo, prácticas agrícolas, usos de la tierra.

1. INTRODUCCIÓN

El área oeste al lago de Atitlán pertenece a la Reserva de Usos Múltiples Cuenca del Lago de Atitlán, en el departamento de Sololá. Es uno de los sitios turísticos más importantes del país y alberga una alta variedad de cultura y tradición (Dix *et al.*, 2012, p. 35-36). La cuenca posee una valiosa historia geológica definida por actividad volcánica. Esto la ha convertido en un sitio con una gran variabilidad ambiental, por lo que sirve de resguardo para una alta biodiversidad. Estas características la han llevado a ser un sitio prioritario para la conservación (CONAP, 2006, p. 21; Dix *et al.*, 2003; Dix *et al.*, 2012, p. 36).

El uso de la tierra de la mayor parte del área es con bosque maduro, presente principalmente en los volcanes que se encuentran en la cuenca y la parte montañosa. Al igual que en gran parte del país, la agricultura es una actividad de gran importancia económica. Los principales cultivos de la cuenca son maíz, café y papa. También se encuentran cultivos de quina, macadamia, jocote, entre otros (Dix *et al.* 2003, p. 1 y 27; MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 62).

Una parte importante de los bosques originales ha sido convertida en áreas agrícolas y zonas urbanas (Komárek *et al.*, 2013, p. 40). La mayor parte de la zona oeste cercana al lago posee suelos de clase IV. Esta clase posee potencial para la agricultura, sin embargo posee limitaciones para la producción y requiere de medidas de conservación de suelos (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013b, p. 757 y 758). Una de las presiones que se están ejerciendo en la actualidad en el planeta es el cambio en los usos de la tierra especialmente en Guatemala y en toda Mesoamérica. Esto ocasiona pérdida de hábitat y fragmentación de bosques, lo que conlleva a la pérdida de biodiversidad (Estrada, 2008, p. 328; MARN, 2012, p. 203; Wilson, 1988, p. 3).

La creciente explosión de las poblaciones humanas ha generado cambios significativos en los paisajes naturales, convirtiéndolos en paisajes heterogéneos con diferentes usos de la tierra, lo que afecta la estructura y función de los ecosistemas. El aislamiento de las poblaciones aumenta la vulnerabilidad hacia la

extinción por problemas genéticos, demográficos y ambientales (Chacón y Harvey, 2008, p. 227; García, 2002, p. 47; García, 2011, p. 1).

Los parches de bosque que quedan inmersos dentro de las matrices, muchas veces agrícolas, representan sitios que conservan gran cantidad de especies (Ranganathan y Daly, 2008, p. 16; Vandermeer, *et al.*, 2008). Sin embargo, estas matrices también juegan un papel importante para la biodiversidad. Pueden permitir la dispersión de los organismos, favoreciendo el flujo génico, e incluso pueden servir de hábitat para algunas especies, por lo que su buen manejo es crucial para la biodiversidad (Morales *et al.*, 2008, p. 49; Ochoa, 2008, p. 35).

En la agricultura tradicional se encuentran sistemas de manejo que presentan frecuentemente parches de bosque, barbechos, árboles dispersos, cortinas rompevientos, cercos vivos y linderos de vegetación. Estos representan hábitats complementarios, sitios de paso, son fuente de servicios ambientales y ayudan a la regeneración y restauración de los bosques (Harvey *et al.*, 2008a, p. 291; Harvey *et al.*, 2008b, p. 9).

A través de la historia, los pueblos tradicionales han desarrollado conocimientos sobre las plantas, animales, ciclos biológicos, fluctuaciones ambientales, por medio de la observación y la experiencia. Estos conocimientos son parte de su cosmovisión y cultura, y se han transmitido a través de las generaciones (Rengalakshmi, 2010, p. 148; Subramanian, 2010, p. 226 y 228; Toledo y Barrera-Bassols, 2008, p. 15).

Sin embargo, se da poca importancia a estos conocimientos, y actualmente se encuentran fuertemente amenazados (Toledo y Barrera-Bassols, 2008, p. 20). Las tierras con potencial agrícola son vistas como áreas de producción, lo que ha llevado a la implementación de nuevas estrategias de agricultura con uso más intensivo del suelo, entre estas la sustitución de los policultivos por monocultivos, los cuales reducen la heterogeneidad del paisaje, y el uso de agroquímicos. Todas estas características tienen un impacto negativo en la biodiversidad y los ecosistemas, de los cuales aún dependemos innegablemente.

Se ha demostrado que las prácticas tradicionales agrícolas pueden contribuir a la conservación y el desarrollo local (Estrada, 2008; Harvey *et al.*, 2008a; Horner-Devine *et al.*, 2003; Mendoza *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2008; Ranganathan y Daly, 2008; Vandermeer, *et al.*, 2008; Vílchez-Mendoza *et al.*, 2008). Hace falta un mayor entendimiento sobre la importancia de los agroecosistemas para la biodiversidad. Esto constituye un primer paso para desarrollar proyectos de restauración, establecer prioridades de conservación, reconocer especies en proyectos de conservación e implementar normas de manejo agrícola (Estrada, 2008, p. 329). Con el presente estudio, se espera identificar la posible relación entre el manejo de diferentes agroecosistemas y la biodiversidad en el área oeste del Lago de Atitlán.

2. ANTECEDENTES

2.1 Área de Estudio

2.1.1 Reserva de Usos Múltiples Cuenca del Lago de Atitlán (RUMCLA)

La RUMCLA fue inicialmente declarada área protegida en la categoría de Parque Nacional en 1955. Posteriormente se reasignó a la categoría de “Área Protegida de Uso Múltiple Cuenca del Lago de Atitlán” mediante el decreto 64-97 del Congreso de la República, bajo la administración de CONAP (Dix *et al.*, 2003, p. 1).

La cuenca de Atitlán es considerada patrimonio nacional y mundial. Es uno de los destinos turísticos más destacados para Guatemala y alberga gran cantidad de cultura y tradición dentro de su población multiétnica y pluricultural. Actualmente, la reserva se encuentra bajo la rectoría de la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno (AMSCLAE. Dix *et al.*, 2012, p. 35-36).

La cuenca posee una alta riqueza y biodiversidad, sensibles a los cambios ambientales (Dix *et al.*, 2012, p. 36). Cuenta con diversidad de ecosistemas y especies por su alta variabilidad altitudinal, que va de los 700 a los 4,220 msnm, y pluvial, que va aproximadamente de menos de 1,000 hasta 4,500 mm. Además posee una valiosa historia geográfica, por lo que ha sido definida como área prioritaria para la conservación de la biodiversidad (Dix *et al.*, 2003, p. 1).

2.1.2 Área geográfica

El lago de Atitlán se encuentra situado en el departamento de Sololá, a 1,565 msnm y se encuentra ubicado dentro de una caldera volcánica de aproximadamente 85,000 años de edad. La cuenca

tiene una extensión de 541 km². El lago tiene un área superficial de 137 km², con un volumen de agua de 24 km³ y una profundidad promedio de 188 m (Dix *et al.*, 2012, p. 35). Es un lago de naturaleza endorreica, con únicamente dos grandes ríos que depositan sus aguas en este permanentemente: el Río Quiscab y Río Panajachel (Dix *et al.*, 2003, p. 8).

Más del 50% de la cuenca está compuesta por pendientes pronunciadas (Komárek *et al.*, 2013, p. 40), en terrenos fuertemente ondulados o escarpados. La altitud en los volcanes de San Pedro, Tolimán y Atitlán alcanza elevaciones de 2,995, 3,158 y 3,587 msnm respectivamente (Dix *et al.*, 2003, p. 8).

2.1.3 Clima

El departamento de Sololá se caracteriza por presentar un periodo seco y uno húmedo. El periodo seco se da entre mediados de noviembre hasta mediados de abril, con lluvias ocasionales. La época de mayor lluvia se da desde mediados de abril hasta mediados de noviembre. Durante esta temporada se presentan las canículas, que representan una disminución en la precipitación entre los meses de julio a agosto, de aproximadamente 15 días (MAGADIGEGR-IGAC, 2013a, p. 48).

Por influencia de la cadena volcánica que le rodea, el área de la cuenca presenta una variación en su precipitación promedio anual que va de los 4500 mm en Santa Bárbara y Cerro Cabeza de Burro, a menos de 1000 mm en el sotovento de los volcanes. Así mismo, debido a la pronunciada variación altitudinal, la temperatura promedio anual varía desde los 10°C al noreste de Sololá, hasta los 25° al sur del volcán Atitlán, llegando a los 0° en la cima de los conos volcánicos (Dix *et al.*, 2003, p. 15).

Según datos del INSIVUMEH (2003), el área oeste del lago de Atitlán, presenta una precipitación alrededor de los 1,500 mm de lluvia en promedio anual y la temperatura media anual es alrededor de 15°C.

2.1.4 Geología

El lago y su entorno son de formación reciente, del último ciclo volcánico, que data de los últimos 150,000 años (CONAP, 2006, p. 21). La región se encuentra dominada por la cadena volcánica que incluye los volcanes de San Pedro, Tolimán y Atitlán (Dix *et al.*, 2003, p. 6). Posiblemente la caldera, que hoy conforma el lago de Atitlán, se formó a finales del Terciario, en el Plioceno, y los conos volcánicos de los tres volcanes, en el Cuaternario antiguo, en el Pleistoceno (MAGA-UPIE-BID, 2001, p. 23), durante la secuencia de erupciones denominadas “de los Chocoyos” (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 17).

Su origen volcánico es el que ha determinado su relieve e hidrología (Dix *et al.*, 2003, p. 6, 8 y 22). Toda la unidad posee una topografía compleja conformada por colinas y lomas que rodean al lago, con pendientes que van del 18 a más del 40%. Las rocas de mayor antigüedad datan del Cretácico y Terciario, siendo los intrusivos graníticos y dioríticos los que limitan a la unidad al Oeste y al Este. En su mayoría son rocas de lavas andesíticas y riolíticas. Estas están cubiertas en la superficie por una gruesa capa de piroclastos de piedra pómez (MAGA-UPIE-BID, 2001, p. 24).

2.1.5 Suelos

La génesis de suelos se produce a partir de los materiales geológicos y los depósitos superficiales, incluyendo los de origen orgánico. Los tipos de suelos dependen de la acción de factores y procesos formadores como la naturaleza del material parental, el clima, el relieve, los organismos vivos y el tiempo (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 71).

Los suelos de Sololá están determinados por la actividad volcánica del área. Estos han recibido gran aporte de materiales de origen mineral como los piroclásticos no consolidados (cenizas, lapilli, tefras y pómez), que son ampliamente dominantes. Debido a los procesos climáticos, estos se han transformado, dando lugar a altos contenidos de amorfos derivados de la alteración de la ceniza volcánica y la piedra pómez. En menor cantidad también se encuentran aportes de materiales de origen orgánico y los depósitos hidro-gravigénicos y aluvio-coluviales, con características ígneas (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 72).

La zona este, adyacente al lago, se encuentra formada por un mosaico de distintos tipos de suelos. Esta área está conformada por materiales piroclásticos no consolidados (tefra, ceniza y pómez), depósitos superficiales clásticos aluvio-coluviales, rocas graníticas (granito y granodiorita) y depósitos superficiales clásticos gravigénicos (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 74).

2.1.6 Uso de la tierra y cobertura vegetal

La cuenca cuenta con tierras de alta producción, así como muchas otras agotadas por el sobre uso. Cuenta con cosechas variadas como maíz, frijol, café, quina, macadamia, pitahaya y jocote (Dix *et*

al., 2003 p. 1). Los suelos alrededor del lago son fácilmente erosionables porque los bosques originales han sido reemplazados por cultivos agrícolas y zonas urbanas en muchos lugares (Komárek *et al.*, 2013, p. 40).

Según Dix y colaboradores (2003, p. 1) el uso de la tierra con mayor área es el bosque maduro. Dentro de esta categoría se encuentra el bosque latifoliado en la bocacosta (al sur), mixto (al centro) y de coníferas (al norte en las tierras altas). Estos corresponden principalmente a los estratos de los tres volcanes, así como de las laderas de una parte considerable del sector montañoso (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 62). A este uso le siguen en extensión los cultivos anuales y pastos, cultivos permanentes (café y hule principalmente), bosque secundario y zona urbana

2.1.7 Capacidad de uso del suelo

Existen ocho diferentes clases de suelo por su capacidad de uso. Estas se nombran con letras romanas (I a la VIII) donde las limitaciones para la producción se incrementan respectivamente al subir de clase. Las clase I, II, III y IV poseen potencial de producción agrícola, tienen aptitud para soportar actividades agropecuarias intensivas y semiintensivas (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013b, p.757).

Para la clase IV es necesario incrementar las medidas de conservación de suelos, ya que posee más limitaciones que las otras tres. Preferiblemente, esta clase de suelo debe orientarse hacia cultivos permanentes que protegen de mejor forma el suelo (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013b, p.758).

Las clases V, VI y VII poseen limitaciones muy severas por condiciones de encharcamiento y pedregosidad. Las clases VI y VII presentan otros factores limitantes, como pendientes elevadas. Estas

requieren de fuertes medidas de conservación para su utilización productiva (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013b, p. 760).

La clase VIII posee un grado tan alto de limitaciones, que no es posible utilizarla para producción agropecuaria y forestal. Esta clase de suelo debe dedicarse a la protección, ecoturismo, conservación de los recursos naturales y la biodiversidad. La mayor parte del área este del lago pertenece a la categoría IV con parches de suelos pertenecientes a las categorías II, VI, VII y VIII (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013b, p. 760).

2.1.8 Sistemas agrícolas

La agricultura es un rubro económico importante en todo el departamento de Sololá. Los granos básicos (maíz y frijol) se cultivan en casi todos los municipios y constituyen la dieta básica de la población (MAGA-DIGEGR-IGAC, 2013a, p. 61). En la cuenca, la agricultura se encuentra representada por tres sistemas agrícolas principales: café bajo sombra, maíz y papa (Dix *et al.*, 2003, p. 27).

Los cafetales están ubicados principalmente en el centro y sur de la cuenca, en altitudes entre 1,500 y 2,000 msnm, con pendientes moderadas. Junto al café (*Coffea arabica*) se encuentran *Inga* sp. y gravilea (*Grevillea robusta*) como sombra. También se asocian otras especies como aguacate (*Persea americana*), guachipilín (*Diphysa* sp.) e izote (*Yucca guatemalensis*) (Dix *et al.*, 2003, p. 27).

Los cultivos de maíz (*Zea mays*) se encuentran bien distribuidos a lo largo de pendientes moderadas hasta de más de 60% (Dix *et al.*, 2003, p. 28), en altitudes variables, desde el nivel del lago (observación personal), hasta los 3,000 msnm. Junto al maíz crecen especies como *Buddleia skutchii*, escobo (*Baccharis vaccinioides*), mora (*Rubus* sp.), izote (*Yucca guatemalensis*), lavaplatos (*Solanum*

torvum), quilete (*Solanum nigrescens*) y aguacate (*Persea americana*) (Dix *et al.*, 2003, p. 28).

Los cultivos de papa se encuentran en zonas de alturas mayores (2,900 a 3,000 msnm). Estos se encuentran asociados a sauco (*Sambucus mexicana*), cereza (*Prunus salasii*) y canac (*Chiranthodendron pentadactylon*) (Dix *et al.*, 2003, p. 28).

2.2 Cambio en el uso de la tierra

Entre las presiones más grandes que afectan a Guatemala está el cambio en el uso de la tierra, pues no se considera la vocación y capacidad de los suelos al momento de realizar la planificación. Esto ocasiona en corto plazo pérdida y fragmentación de bosques, lo que lleva a la pérdida de hábitat y la degradación de la biodiversidad. La pobreza, pobreza extrema, baja escolaridad, falta de certeza jurídica sobre la tierra y las limitaciones en el ejercicio de la gobernabilidad, son las variables que ejercen mayor presión sobre el cambio del uso de la tierra (MARN, 2012, p. 203).

Durante años se ha responsabilizado a la agricultura de subsistencia como la principal responsable de la pérdida de bosques. Sin embargo, actualmente, es la expansión de monocultivos, en su mayoría destinados a la agroindustria, la principal causa de pérdida de bosque. La expansión de los monocultivos implica la eliminación de cobertura boscosa, movimiento de tierras, drenaje y desecado de los cuerpos de agua, por mencionar algunos de los daños provocados (MARN, 2012, p. 204).

2.3 Pérdida de biodiversidad

Las poblaciones humanas deben su sobrevivencia y bienestar a la biodiversidad. Todas las actividades productivas involucran de manera directa o indirecta una parte de esta biodiversidad (Subramanian, 2010, p.

226). Sin embargo, la reciente explosión de poblaciones humanas está degradando el ambiente de forma acelerada (Wilson, 1988, p. 3).

La biodiversidad se ve afectada por diversos factores como el cambio de uso de la tierra, el cambio climático, el aumento de CO₂ y las invasiones biológicas (Pugnaire, 2006, p.1). Los hábitats globales están siendo modificados drásticamente lo que ha generado la pérdida de los hábitats naturales. Este fenómeno ocasiona una pérdida irreversible de una gran cantidad de biodiversidad debido a la falta de un sitio adecuado para sobrevivir (Pugnaire, 2006, p.1; Wilson, 1988, p. 3).

La pérdida acelerada de biodiversidad está afectando con mayor fuerza a los países tropicales (Wilson, 1988, p. 3), por lo que los bosques tropicales han recibido mayor atención desde hace varias décadas. A pesar de conformar únicamente entre el 7% y 10% de la superficie del planeta, albergan más de la mitad de la biodiversidad mundial, la cual está desapareciendo rápidamente (Cayuela y Granzow-de la Cerda, 2012, p. 1; Ehrlich, 1988, p. 21).

La principal causa de la pérdida de la biodiversidad es la pérdida de hábitats, resultado de la expansión de las poblaciones humanas y sus actividades (CDB, 2014, p. 50). La desaparición de las poblaciones de una especie es un problema tan importante como la extinción de la especie completa. Una vez que una especie se reduce a remanentes, su extinción completa es más probable (Ehrlich, 1988, p. 22).

Además de la pérdida de hábitat y la fragmentación, los mercados globales, la agroindustria, migraciones, políticas públicas y los cambios culturales también tienen influencia sobre la diversidad biológica (Harvey *et al.*, 2008b, p. 8). En las últimas décadas, las sociedades alrededor del mundo han comenzado a prestarle importancia a la biodiversidad como fuente potencial de desarrollo social y económico. Por esto, se han implementado acuerdos y tratados internacionales que buscan prevenir y detener la pérdida de biodiversidad (CONAP, 2013, p. 22).

Tomando en cuenta la importancia de la biodiversidad para la humanidad, la acelerada pérdida actual de la misma y la responsabilidad de los países en la conservación de su propia diversidad, en 1992, se estableció el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD por sus siglas en inglés) de las Naciones Unidas. Este persigue el fin de fortalecer y complementar los arreglos internacionales ya existentes para la conservación de la biodiversidad y el uso de sus componentes de forma sostenible en beneficio de las generaciones actuales y futuras (CONAP, 2013, p. 22).

2.4 Fragmentación del paisaje

Como producto de las actividades antropogénicas, se ha dado lugar a la formación de paisajes heterogéneos con diferentes usos de la tierra (Chacón y Harvey, 2008, p. 227). Uno de los mayores retos a los que nos enfrentamos en la actualidad es la conservación de la biodiversidad en los paisajes fragmentados (Harvey *et al.*, 2008a, p. 290).

La fragmentación es un proceso espacial en el que un ecosistema se divide en unidades menores, las cuales quedan dentro de un nuevo hábitat mayoritario y diferente al original, al que se denomina matriz (García, 2002, p. 47; García, 2011, p. 1). Este proceso disminuye el tamaño inicial del hábitat, aumenta el área de borde, modifica el número de fragmentos y aumenta la distancia entre ellos (Ochoa, 2008).

La fragmentación se puede dar como resultado de fenómenos naturales o antropogénicos. Un paisaje fragmentado representa todo un mosaico heterogéneo en estructura y función (García, 2002, p. 47; García, 2011, p. 1). Se ha encontrado que fragmentos de mayor tamaño albergan mayor biodiversidad que aquellos de menor tamaño. Así mismo, fragmentos con mayor aislamiento presentan menor biodiversidad (Horner-Devine *et al.*, 2003). Sin embargo, la calidad interna de cada fragmento es tan determinante como su tamaño y configuración espacial (García, 2011, p. 3).

2.5 Efecto de la fragmentación sobre las especies

El aislamiento de las poblaciones puede conducir eventualmente a la especiación. Sin embargo, cuando el aislamiento es producido por la fragmentación causada por actividades humanas existe mayor probabilidad de que se produzca extinción (García, 2002, p. 47). El fenómeno de la fragmentación no afecta de igual manera a todas las especies. La escala es un factor determinante en la respuesta de las especies. Estas pueden responder o no a los cambios en la heterogeneidad espacial de los hábitat dependiendo de la escala a la cual estos se han producido (García, 2011, p. 3-4).

Algunas especies se han logrado adaptar a las condiciones artificiales de refugio y alimento producidos por las actividades humanas, damnificando a otras especies silvestres. Las especies más raras, de tamaño corporal grande, poca movilidad, alto grado de especialización en la dieta o requerimientos ambientales, o que necesitan de grandes áreas para vivir y/o especies de gran movilidad, se han visto más afectadas por el fenómeno de fragmentación. Además, las bajas densidades dentro de las poblaciones aisladas conlleva a la endogamia y subsecuentemente a la extinción (García, 2002, p. 47; García, 2011, p. 3).

Determinar los efectos que la fragmentación tiene sobre las especies resulta confuso en algunas ocasiones. Las especies responden a diferentes ritmos a las perturbaciones, por lo que un estudio podría no mostrar efectos aparentes sobre la población y esto podría deberse a que los efectos aún no han comenzado a manifestarse. Por esto, se hace importante realizar estudios a largo plazo que permitan un panorama más completo de los efectos de la fragmentación en los paisajes (García, 2011, p. 4). El análisis de la fragmentación de hábitats sustenta diversas teorías ecológicas que explican el decaimiento de las poblaciones y la pérdida de biodiversidad, entre estas la teoría de la biogeografía de islas, dinámica de

metapoblaciones y la importancia de la escala espacial (García, 2011, p. 1).

2.6 Biogeografía de islas y fragmentación

El estudio de la fragmentación se ha abordado analíticamente desde la teoría de la biogeografía de islas (Ochoa, 2008) propuesta por MacArthur y Wilson (1967). Estos autores proponen un modelo que explica la relación espacial de las islas y las especies, donde el número de especies en las islas está determinado por la influencia del aislamiento y el área sobre las tasas de inmigración y extinción.

El modelo se basa en dos predicciones principales. La primera establece que a mayor aislamiento las tasas de inmigración serán menores. Es decir que se presentarán tasas de inmigración mayores hacia las islas en lugares que se encuentre más cercanos a fuentes de colonización (continente). La segunda indica que a mayor tamaño de la isla, la tasa de extinción será menor, por lo que islas pequeñas y aisladas presentarán un menor número de especies (MacArthur y Wilson, 1967).

Las áreas protegidas se encuentran cada vez más aisladas, rodeadas por agroecosistemas, industria y otras actividades antropogénicas que no son compatibles con las necesidades de las especies (García, 2002, p. 88). Sin embargo, estos fragmentos no pueden ser considerados como una isla tal cual en el contexto espacial. Estos se encuentran rodeados por una matriz dinámica que cambia con la sucesión vegetal, y que puede amortiguar los efectos de la fragmentación dependiendo de las características de los organismos y de la misma matriz (Ochoa, 2008, p. 33).

2.7 Metapoblaciones

La teoría de las metapoblaciones fue propuesta inicialmente por Levins en 1969 y posteriormente ha sido abordada por numerosos ecólogos. Esta

teoría se basa en la importancia del proceso espacial de dispersión de las especies que habitan hábitats fragmentados. La dinámica metapoblacional se enfoca en el equilibrio de extinción estocástica en un parche y la colonización derivada de otros parches cercanos, lo que facilita la persistencia de la población regional (Roy *et al.*, 2008, p. 152).

Una metapoblación está compuesta por un conjunto de poblaciones que se encuentran interrelacionadas entre sí por fenómenos de emigración e inmigración y que son susceptibles a la extinción en tiempo ecológico. Su persistencia a largo plazo puede ser posible a pesar de que cada población individual tenga un grado de riesgo de extinción a corto plazo (Gutiérrez, 2002).

Los modelos conceptuales de las metapoblaciones permiten comprender la distribución y abundancia de las especies dentro de grandes escalas espaciales (Gotelli, 1991, p. 768). Gutiérrez (2002) plantea a la “percepción” del paisaje por parte de los organismos como un fenómeno clave para la conservación de las poblaciones, y lo divide en la selección de hábitat y la dispersión de los organismos.

La selección de hábitat es crucial, ya que define la estructura espacial del hábitat donde se pueden producir los fenómenos de emigración e inmigración (dispersión). La dispersión es fundamental dentro de los modelos metapoblacionales, ya que define el grado de intercambio de los individuos entre los parches de hábitat. Este grado de intercambio permite definir si se tiene bajo estudio una metapoblación tal cual, donde se presenta un intercambio genético ocasional, o si se tiene una población parchada con flujo génico constante (Gutiérrez, 2002).

2.8 Conectividad en paisajes fragmentados

Las áreas protegidas y los remanentes de bosque son esenciales para la conservación de una gran cantidad de especies. Sin embargo, todos estos fragmentos de hábitat se encuentran inmersos dentro de una matriz

(Ranganathan y Daly, 2008, 16; Vandermeer, *et al.*, 2008). La matriz representa un elemento importante dentro de los paisajes.

Morales y colaboradores (2008, p. 49) indican que la sobrevivencia de muchas especies en hábitats fragmentados no depende únicamente del parche de hábitat natural que habitan, la matriz también juega un papel importante permitiendo su dispersión. Las matrices pueden presentar diversos hábitats intermedios, con áreas inhóspitas para los organismos. La presencia de corredores dentro de las matrices favorece la migración de las especies, los cuales incluso pueden servir de hábitat para algunas (Ochoa, 2008, p. 35).

Tanto la teoría de la biogeografía de islas, como los modelos de metapoblaciones, se basan en los parámetros de inmigración y emigración de los organismos de un fragmento de hábitat a otro. Por esto, los corredores biológicos han cobrado gran importancia (Ochoa, 2008, p. 35). Estos representan un mecanismo alternativo que aumenta la viabilidad de la fauna silvestre que se encuentra en los fragmentos aislados (García, 2002, p. 88).

La presencia y las características de los corredores entre los fragmentos definen el grado de conectividad, el cual puede controlar la extinción de las poblaciones y la metapoblación. Las características de los corredores, como la relación área/borde, la complejidad interna y la conectividad, son las que determinan su funcionamiento (Ochoa, 2008, p. 36).

2.9 Agroecosistemas

Los agroecosistemas provienen de la manipulación y alteración antropogénica de los ecosistemas naturales con el propósito de establecer una producción agrícola. Este proceso involucra una serie de cambios en la estructura y función del ecosistema original, resultando en el cambio de sus propiedades emergentes como lo son el flujo de energía, reciclaje de

nutrientes, mecanismos de regulación de poblaciones, entre otros (Gliessman *et al.*, 2007, p. 15-18).

Tiempo atrás, las tierras agrícolas representaban un área significativamente mayor y su producción estaba destinada principalmente a satisfacer las necesidades locales, por lo que la sostenibilidad de las tierras era más factible. Sin embargo, las presiones de los mercados externos y las nuevas demandas que hay sobre los sistemas agrícolas las hace cada vez más vulnerables (Gliessman *et al.*, 2007, p. 14).

Una porción significativa de la superficie del planeta se encuentra dominada por las actividades humanas, y esta área continúa en aumento constante. Recientemente se ha comenzado a reconocer que paisajes alterados por humanos pueden permitir la conservación de una parte de la biodiversidad actual. Cada vez es más difícil la preservación de los hábitat nativos, por lo que comprender los procesos de los hábitat fragmentados y conservar la biodiversidad de estos es cada vez más importante (Horner-Devine *et al.*, 2003, p. 169).

Los paisajes agrícolas tradicionales frecuentemente presentan parches de bosque, barbechos, árboles dispersos, cortinas rompevientos, cercos vivos y/o linderos de vegetación. Estos elementos pueden jugar papeles importantes dentro de las estrategias de conservación ya que aportan recursos y hábitats complementarios dentro de los agroecosistemas. Además, mantienen la conectividad como sitios de paso o corredores biológicos y son fuente de servicios ambientales (Harvey *et al.*, 2008a, p. 291; Harvey *et al.*, 2008b, p. 9).

Los fragmentos de bosque, bosque de ribera, plantaciones de árboles y otros tipos de cobertura forestal remanente sirven de hábitat para muchas especies, promueven la conectividad del paisaje y ayudan en la conservación del potencial de regeneración y restauración de los bosques. Este tipo de manejo es comúnmente empleado por campesinos e indígenas (Harvey *et al.*, 2008b, p. 9).

Con los nuevos modelos de desarrollo neoliberales, los mercados internacionales han alzado los costos de producción y restado valor a los productos de los pequeños agricultores. Esto ha incrementado y fomentado la pobreza rural, el avance de la frontera agrícola y el desarrollo de la agroindustria, que implica la sustitución de los policultivos tradicionales por extensas áreas de monocultivos bajo el uso de agroquímicos (Morales *et al.*, 2008, p. 49).

Estas transformaciones amenazan directamente a las especies que dependen de sus hábitat naturales y debilitan las prácticas tradicionales que han coevolucionado con la biodiversidad por los últimos 10,000 años, cuando se establecieron los primeros cultivos en América. También conllevan una reducción en: la cobertura arbórea, áreas de barbecho, diversidad de hábitats y conectividad de los bosques (Gliessman *et al.*, 2007, p. 13; Harvey *et al.*, 2008b, p. 8).

Los campos agrícolas frecuentemente son tomados como un área de producción, tanto a nivel político como económico. Este enfoque conlleva a incentivar a los pequeños productores a sustituir los cultivos para producción de alimentos por aquellos que tienen mejor producción económica, como es el caso del algodón y la caña de azúcar. Esto aumenta la vulnerabilidad de la seguridad alimentaria tanto de manera local como nacional. Además, conlleva otros tipos de problemas como contaminación por pesticidas, degradación del suelo, pérdida del manto freático, por mencionar algunos (Gliessman *et al.*, 2007, p. 15).

2.10 Conocimiento tradicional agrícola

Los seres humanos son animales sociales en esencia, y como tales dependen de la naturaleza. Las especies deben su sobrevivencia a la habilidad de seguir aprendiendo de la experiencia ganada a lo largo del tiempo. Así es como los humanos necesitan de esa memoria histórica de su

paso por el planeta durante los últimos 200,000 años (Toledo y Barrera-Bassols, 2008, p. 15).

El conocimiento tradicional es aquel conocimiento que poseen las personas basado en las experiencias e interacciones que se han derivado dentro de determinada área y que se han transmitido a través de las generaciones (Rengalakshmi, 2010, p. 148). Se deriva de la vida popular, la práctica y experimentos informales de ensayo y error. Es un conocimiento oral, indocumentado, simple, dependiente de los valores, normas y costumbres, que se ha ido acumulando a través de las generaciones y que refleja la identidad y dignidad de las comunidades locales (Das Gupta, 2011, p. 59 y 61).

Todos esos años de coexistencia entre los ecosistemas y los humanos da como resultado toda una gama de conocimientos de patrones y conocimientos de recursos biológicos y cambios ambientales. Las comunidades tradicionales muestran una fuerte relación con la biodiversidad, que se encuentra inmersa en su cultura. De esta forma, cuentan con todo un repertorio de información (Subramanian, 2010, p. 228). Debido a la importancia que tiene la biodiversidad para la subsistencia de las comunidades, éstas han adquirido gran cantidad de información de las plantas, animales, ciclos biológicos, etc. a través de la observación (Subramanian, 2010, p. 226). El conocimiento tradicional resulta crítico para la sobrevivencia de las comunidades. Los sistemas tradicionales otorgan perspectivas de estabilidad y sustentabilidad, por lo que constituyen la base para para el manejo de los agroecosistemas y la toma de decisiones (Rengalakshmi, 2010, p. 149).

Los agroecosistemas tradicionales presentan un claro ejemplo de cómo las culturas han co-evolucionado junto con su ambiente, logrando establecer procesos que ponen en equilibrio las necesidades locales y los ecosistemas naturales (Gliessman *et al.*, 2007, p. 19). Estudios, principalmente en Mesoamérica, muestran que paisajes agrícolas con manejo tradicional

pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad, además de contribuir al desarrollo local (Estrada, 2008; Harvey *et al.*, 2008a; Horner-Devine *et al.*, 2003; Mendoza *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2008; Ranganathan y Daly, 2008; Vandermeer, *et al.*, 2008; Vílchez-Mendoza *et al.*, 2008).

Mesoamérica es un área con alta diversidad y valor de conservación tanto por sus especies silvestres como las domesticadas. Actualmente se enfrenta a un proceso acelerado de crecimiento poblacional humano, degradación ecológica y pérdida de sistemas de manejo tradicionales. Sumando la pérdida de hábitats y la fragmentación, estas presiones se intensificarán en los próximos años (Harvey *et al.*, 2008b, p. 8).

Otros tipos de usos de la tierra, empleados comúnmente por las poblaciones nativas permiten altos niveles de biodiversidad, tanto silvestre como agrícola, y un valor de conservación mayor que los sistemas de la agroindustria. Entre estos se encuentran los cultivos permanentes, como café y cacao, sistemas silvopastorales y manejo agroecológico tradicional, como los policultivos, agricultura orgánica, sistema de tumba-roza-quema y huertos familiares (Harvey *et al.*, 2008b, p. 9).

Aunque se le ha dado poca atención a la importancia del sector tradicional para la población mundial, Toledo y Barrera-Bassols (2008, p. 48) muestran que la población de minifundistas surte a la humanidad de volúmenes importantes de alimento, materia prima, agua y otros servicios. Además, señalan que siendo estos una quinta parte de la población del mundo, producen insumos para satisfacerse a sí mismos y a una población casi similar.

Para los pueblos tradicionales, la naturaleza no es solo un recurso económico. Representa el centro del universo, el núcleo de la cultura y el origen de la identidad étnica (Toledo y Barrera-Bassols, 2008, p. 54). Toda la dimensión cognitiva del conocimiento que mantiene la relación de coexistencia con la naturaleza se encuentra preservada en los hombres y

mujeres de los pueblos tradicionales, en especial de los pueblos indígenas. Sin embargo, estos conocimientos se encuentran fuertemente amenazados (Toledo y Barrera-Bassols, 2008, p. 20).

2.11 Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)

El 8 de septiembre de 2000, la Asamblea General de las Naciones Unidas sintetizó los objetivos planteados en las conferencias internacionales y las cumbres mundiales durante la década de los 90, en lo que fue la Declaración del Milenio. Dentro de esta declaración se dio prioridad a asuntos relacionados con el desarrollo sostenible y la eliminación de la pobreza. Para cada uno de los objetivos se establecieron metas e indicadores que permitiesen evaluar y monitorear el progreso de los países hacia los ODM (Robles, 2006, p. 96).

Los ODM están compuestos por 8 objetivos, 18 metas y 48 indicadores. Los ODM del 1 al 7 buscan que los países en vías de desarrollo tomen nuevas medidas y unan esfuerzos en la lucha contra la pobreza, el analfabetismo, el hambre, la falta de educación, la desigualdad entre los géneros, la mortalidad infantil y la materna, el VIH/sida y la degradación ambiental. El ODM 8 insta a los países ricos a adoptar medidas para aliviar la deuda, incrementar la asistencia a los países pobres y promover un mercado más justo (PNUD, 2008, p. 12).

El objetivo 7 habla sobre garantizar la sostenibilidad del medio ambiente dentro del cual una de las metas es integrar los principios del desarrollo sostenible en las políticas y programas de los países, a fin de revertir la pérdida de los recursos ambientales (Robles, 2006, p. 99).

2.12 Agricultura y Desarrollo Rural Sostenible (ADRS)

El concepto de ADRS fue incorporado en la primera Cumbre para la Tierra (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo), en Río de Janeiro en 1992, como parte del plan de acción para el siglo XXI (Programa 21). Entre 1997 y 2002, la FAO y otros especialistas iniciaron la incorporación de distintos enfoques que aplicaban partes del programa de la ADRS, lo que le permitió ser considerada como objetivo global que permitía además la inclusión de los Objetivos del Milenio y otras metas relacionadas (FAO, 2005).

Inicialmente la ADRS perseguía múltiples metas: la sostenibilidad de la cadena alimentaria, sostenibilidad de los recursos tierra y agua, interacción del comercio con los procesos de desarrollo agrícola y rural sostenible. Todas estas con el fin de asegurar la subsistencia y garantizar la seguridad alimentaria entre y dentro de las regiones. Aunque en la actualidad estos objetivos siguen vigentes, ahora estos se establecen a modo de afrontar los procesos de desarrollo económico y social en un contexto de derechos humanos, planteado en los ODM. Además, se incluyen también, entre los principales desafíos: los mercados globales, el crecimiento y concentración de la agroindustria, comercialización de la agricultura, revolución ganadera, desarrollo urbano, reestructuración de la organización institucional para el desarrollo rural, cambio e inestabilidad climática, entre otros (FAO, 2005).

2.13 Buenas Prácticas Agrícolas (BPA)

Como parte de la ADRS, la FAO lanza la iniciativa de las BPA. El propósito de esta es que la FAO promueva y facilite a los agricultores, la industria alimentaria, los minoristas de alimentos, consumidores y gobiernos, a participar activamente en la búsqueda de sistemas alternativos sustentables de producción viables social, lucrativa y productivamente, protegiendo

además la salud y bienestar humano, de los seres vivos y el medio ambiente (FAO, 2005).

Las BPA se basan principalmente en la implementación de prácticas agrícolas que protejan el medio ambiente y garanticen la calidad e inocuidad de los alimentos, aumentando a la vez la productividad. Estas prácticas deberían permitir a los agricultores incrementar sus ingresos en los mercados ya existentes y aprovechar las oportunidades que ofrecen los nuevos mercados, mejorando así sus medios de subsistencia de forma sostenible (FAO, 2005).

En los últimos años se han desarrollado normas y regulaciones por la industria alimenticia, organizaciones productivas, gobiernos y ONG's con el fin de codificar las prácticas agrícolas. Los propósitos de estas prácticas van desde llenar requerimientos regulatorios de comercio y del gobierno, así como requerimientos más específicos de mercados especializados o nuevos nichos de mercado (FAO, 2008).

Las BPA van dirigidas hacia: garantizar la seguridad y calidad de los productos en la cadena alimentaria; la captura de nuevas ventajas comerciales mediante la modificación de la gobernanza de la cadena de suministro; mejorar el uso de los recursos naturales, la salud de los trabajadores y las condiciones de trabajo; y/o la creación de nuevas oportunidades de mercado para los productores y exportadores de los países en desarrollo. Por tanto, la implementación de las BPA contribuye a la ADRS (FAO, 2008).

2.14 La importancia de los estudios biológicos y la conservación

La conservación es un proceso dinámico que busca solventar las necesidades sociales y de la naturaleza (García, 2002, p. 22). La Estrategia Global de Diversidad Biológica define a la conservación como el manejo

humano de la biosfera, de forma de producir la mayor cantidad de beneficios sostenibles para las generaciones actuales sin comprometer las necesidades de las generaciones futuras (García, 2002, p. 23).

Los medios de subsistencia de las comunidades están estrechamente ligados a los recursos que obtienen del medio natural en el que viven (Subramanian, 2010, p. 226). Por esto la investigación biológica, económica y social es fundamental para la implementación de acciones que permitan la integración de la conservación y el desarrollo (García, 2002, p. 63). La conservación de las áreas rurales necesita de la implementación de un sistema de manejo favorable para la biodiversidad. Para esto, se requiere contar con la información sobre la biodiversidad del área (Mendoza *et al.*, 2008, p. 253).

3. JUSTIFICACIÓN

La causa predominante de cambio en el planeta está dada por actividades antropogénicas y el ritmo de estos cambios continúa en aumento. La biodiversidad de los bosques tropicales, especialmente en Mesoamérica, se considera como la más vulnerable de todos los biomas terrestres, esto debido a la acelerada modificación en el uso de la tierra (Ranganathan y Daly, 2008 p. 16). Diversos autores señalan que la agricultura convencional enmarcada en el uso de agroquímicos y especies mejoradas homogeniza y amenaza la diversidad (Morales *et al.*, 2008 p. 49; Vandermeer, *et al.*, 2008, p. 82-84).

Actualmente, la mayor parte de procesos de fragmentación son producidos por la deforestación. Esto ha dado como resultado parches de bosque inmersos dentro de una matriz de paisaje rural (Ochoa, 2008, p. 32-33). Ranganathan y Daly (2008, p. 17) definen el paisaje rural como una fracción de suelo cultivable que carece de edificaciones y donde la calidad de los ecosistemas depende de las actividades antropogénicas.

Dentro de este tipo de paisaje se incluyen terrenos agrícolas activos o en descanso, huertos, pasturas, plantaciones, bosques manejados o remanentes de vegetación nativa de áreas, que en su mayoría, son dedicadas a actividades agrícolas. Esta matriz agrícola representa un hábitat dinámico que cambia constantemente con la sucesión vegetal. En cierta medida, esta matriz tiene el potencial de amortiguar los efectos de aislamiento entre los parches de bosque dependiendo de las propiedades de los organismos y de la misma matriz (Ochoa, 2008, p. 35).

Recientes estudios (Estrada, 2008; Horner-Devine *et al.*, 2003; Mendoza *et al.*, 2008; Morales *et al.*, 2008; Ranganathan y Daly, 2008; Vandermeer, *et al.*, 2008; Vilchez-Mendoza *et al.*, 2008) ponen en evidencia que paisajes alterados por el hombre, y que se mantienen relativamente estables en el tiempo, pueden presentar buenas oportunidades para la conservación de la biodiversidad. Estos reservorios podrían perderse por los patrones actuales del uso de la tierra. Se

hace necesario incorporar el manejo de los agroecosistemas dentro de los planes de conservación, pues es la actividad agropecuaria la que generalmente reemplaza los bosques y hábitats nativos (Ranganathan y Daly, 2008, p. 17).

Dada la expansión e intensificación de la agricultura a nivel mundial, la ganadería extensiva en pastizales monoespecíficos y los monocultivos, se hace esencial identificar escenarios de usos del suelo en el paisaje rural que presenten la mejor opción para la conservación de la biodiversidad. Bajo un manejo adecuado, los paisajes rurales son una fuente importante de servicios ecológicos, biodiversidad y servicios sociales (Ranganathan y Daly, 2008, p. 17).

Ochoa y colaboradores (2009) reportan que en Sololá existían 31,345 fincas agropecuarias dedicadas a cultivos anuales y perennes, lo que equivale alrededor de 51,748 hectáreas. De esta extensión de tierra, más de la mitad del área implementaba el uso de agroquímicos, lo cual tiene impactos negativos para el suelo y la biodiversidad.

Las comunidades tradicionales manejan conocimiento valioso sobre su entorno natural y uso controlado de los recursos. Este tipo de conocimiento es subvalorado por el mercado económico por su poca rentabilidad, sin embargo es sumamente importante para el ambiente y la sustentabilidad (Das Gupta, 2011, p. 61).

Los paisajes rurales requieren también un manejo ecológico de los agroecosistemas que mejoren la “amigabilidad” con la biodiversidad. Para esto se necesita de un mayor conocimiento sobre la biodiversidad que se encuentra asociada a los diferentes tipos de hábitats dentro del paisaje heterogéneo (Mendoza *et al.*, 2008, p. 253), así como de los conocimientos tradicionales que han manejado las comunidades indígenas por cientos de años.

Bajo la preocupación de obtener alimentos sanos, y producidos respetando el medio ambiente y el bienestar de los trabajadores, surgen las Buenas Prácticas Agrícolas. Estas constituyen un conjunto de principios, normas y recomendaciones técnicas aplicables a la producción de alimentos, con el fin de cuidar la salud humana, proteger al medio ambiente y mejorar las condiciones de los trabajadores. Este tipo de prácticas otorga un valor agregado los productos

agrícolas, lo que permite a los agricultores acceder de mejor forma a los mercados (Izquierdo *et al.*, 2007, p. 40).

Actualmente es ampliamente aceptado el uso de indicadores ambientales, como lo son los bioindicadores. Conocer la biodiversidad permite proponer especies indicadoras, las cuales muestran de forma indirecta el estado de un ecosistema. Esto se debe a que permiten analizar correlaciones entre la presencia o abundancia de una especie o taxón con la variable que se desea medir (Rivera y Foster, 1977, p. 266).

4. OBJETIVOS

4.1 General

- Evaluar el potencial de los agroecosistemas anuales y perennes como posibles reservorios de biodiversidad dentro de paisajes heterogéneos.

4.2 Específicos

- Describir la riqueza y abundancia relativa de macroinvertebrados terrestres en bosques y cultivos anuales y perennes.
- Comparar la riqueza y abundancia relativa de macroinvertebrados terrestres en bosques y cultivos anuales y perennes.
- Analizar la posible relación entre el manejo y las características de los agroecosistemas, con la riqueza y abundancia de macroinvertebrados terrestres.

5. HIPÓTESIS

La riqueza y abundancia de macroinvertebrados terrestres se relaciona con el tipo de manejo (bosque, cultivo anual y perenne) y las características de los sistemas agrícolas (tamaño del parche de tratamiento, distancia del parche al bosque, edad del cultivo, cobertura vegetal del transecto, tipo de hábitat, especies cultivadas dentro del parche, especies asociadas al cultivo principal), en San Juan La Laguna y San Pedro La Laguna, Sololá.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Universo

6.1.1 Población de estudio

Macroinvertebrados terrestres presentes en bosques y cultivos perennes y anuales de San Juan la Laguna y San Pedro La Laguna.

6.1.2 Observaciones

Macroinvertebrados terrestres colectados en San Juan La Laguna y San Pedro La Laguna en 54 trampas de caída (seis trampas por sitio, por tres sitios en cada localidad, por tres localidades).

6.2 Materiales

- Botes de plástico de 1 L
- Pala de jardinería
- Densiómetro esférico cóncavo de Forestry Suppliers.
- GPS Garmin Map 62s
- Frascos de plástico con tapa de rosca
- Alcohol al 70%
- Computadora
- Programa estadístico R 3.2.1
- Programa ArgGIS 9.3
- Programa MicrosoftWord 2007
- Programa MicrosoftExel 2007
- Programa estadístico Past
- Ortofotos de la República de Guatemala, MAGA, 2006
<http://ide.segeplan.gob.gt/geoportal/servicios.html>

6.3 Métodos

6.3.1 Área de estudio

El área de estudio comprende tres localidades pertenecientes a los municipios de San Juan La Laguna y San Pedro La Laguna, en el departamento de Sololá. Ambos municipios se encuentran en el área

oeste del Lago de Atitlán (figura 1). El área forma parte de la Reserva de Usos Múltiples de la Cuenca del lago de Atitlán. La cuenca presenta gran diversidad de ecosistemas y especies por su gran variabilidad tanto altitudinal como pluvial, además de su valiosa historia geológica por lo que es considerada área prioritaria para la conservación de la biodiversidad (Dix *et al.*, 2003, p. 1).

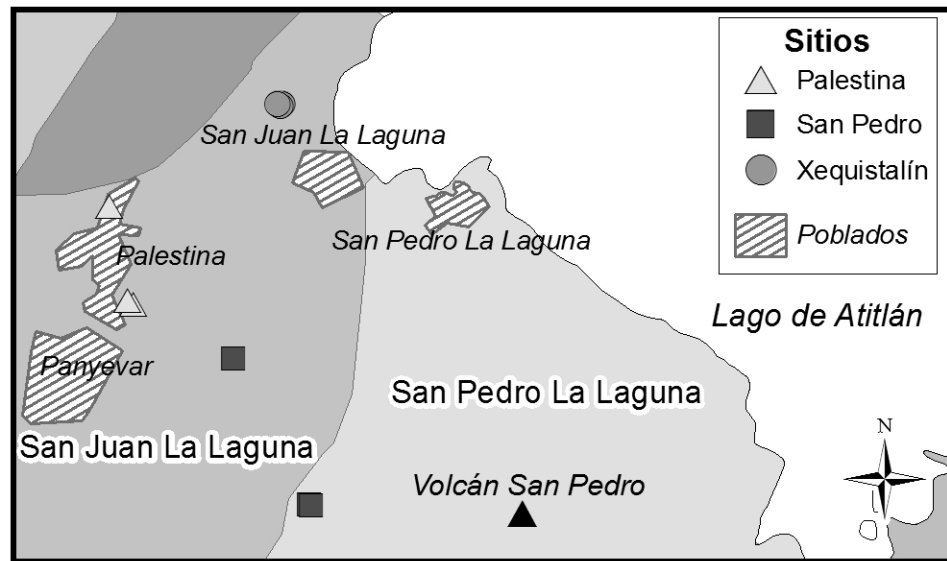


Figura 1. Área de estudio para la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

6.3.2 Variables de estudio

- *Dependientes*

Riqueza y abundancia de familias de macroinvertebrados terrestres adultos colectados en los sitios bajo estudio.

- *Covariables*

Características propias del hábitat:

Variables cuantitativas

- Tamaño del parche de tratamiento en m²

- Distancia del parche al bosque en metros
- Edad del cultivo, o uso de la tierra, en años
- Cobertura vegetal del sitio en porcentaje

Variables cualitativas

- Especies cultivadas dentro del parche
- Especies asociadas al cultivo principal
- Prácticas agrícolas (uso de sombra, policultivos, tumba-roza-quema, etc.)

6.3.3 Tratamientos

Bosque, cultivo de café y cultivo de milpa.

6.3.4 Unidad experimental y observacional

Se seleccionaron en total seis parcelas agrícolas y tres parches de bosque (tres por cada tratamiento, cada una de las cuales constituyen la unidad experimental) con los criterios de: distancia al bosque, acceso geográfico y anuencia por parte de los propietarios. En cada sitio se colocaron seis trampas de caída (dos trampas con sardina, dos trampas con banano y dos trampas sin cebo). Cada trampa representa una unidad observacional. El esfuerzo fue replicado tres veces durante los meses de mayo, junio y julio de 2014.

6.3.5 Análisis estadístico

6.3.5.1 Riqueza y diversidad composicional de macroinvertebrados terrestres

En el estudio se considera la riqueza específica como el número

de familias de macroinvertebrados terrestres identificados en cada una de las unidades experimentales estudiadas. La diversidad composicional está constituida por la identidad de los organismos identificados.

Por medio de curvas de acumulación de especies se comparó el número de familias de macroinvertebrados terrestres observados (Kindt y Coe, 2005). Utilizando un estimador no paramétrico (Chao 1, Chao, 1984) se estimó el total de familias esperadas que pudieran estar presentes en las unidades experimentales. La riqueza observada y la riqueza estimada permiten comparar las localidades.

6.3.5.2 Análisis de la estructura de la comunidad

6.3.5.2.1 Abundancia relativa

Se utilizaron los índices de Simpson (dominancia) e inverso de Simpson (equidad) para expresar y comparar la estructura de las comunidades entre tratamientos (Moreno, 2001, p.30).

6.3.5.3 Diversidad de macroinvertebrados en distintos usos de la tierra

Se utilizó el índice de disimilitud de Bray-Curtis para cuantificar la disimilitud de la composición entre los sitios de estudio. Con estos datos se construyó un dendograma para graficar los resultados (Legendre y Legendre, 2003, p. 303).

Se realizó un análisis de ordenación no canónico para ordenar las unidades experimentales en gradientes, sobre ejes ordenados, y de esta forma facilitar la observación de patrones, lo que constituye un análisis indirecto de gradiente (Legendre y

Legendre, 2003, p. 387). Se realizaron análisis de correlación no paramétricos, debido a la distribución de los datos, entre los punteos en los ejes de ordenación y las otras variables disponibles (variables de respuesta biológica y variables ambientales).

Con el análisis no paramétrico de tendencias de Page se probó la existencia de evidencia de una tendencia en la abundancia relativa y en las riquezas de familias en las unidades experimentales, entre los tratamientos (bosque, cultivo anual y cultivo perenne). Con esta prueba se probó la hipótesis estadística de un valor creciente en la abundancia de macroinvertebrados y la riqueza específica, suponiendo los valores más bajos para los cultivos anuales, pasando por los perennes, suponiendo los valores más altos en los bosques. Esta prueba asume que las muestras está relacionadas, es decir, los valores de una misma localidad (e.g. Palestina) se prueban entre sí ordenados por sitio o unidad muestral (milpa, café, bosque (Wiedenhofer, 2013, p. 166-175)

6.3.5.4 Exploración de la relación entre la diversidad macroinvertebrados y las variables ambientales

Además del análisis de gradiente indirecto (análisis de ordenación) se utilizaron modelos lineales generalizados con el fin de describir los efectos de las variables explicativas sobre la riqueza y abundancia de familias para sugerir posibles asociaciones (Kindt y Coe, 2005, p. 75).

7. RESULTADOS

7.1 *Tratamientos*

Se establecieron tres bloques de estudio o localidades, cada uno con tres tratamientos (bosque, cafetal y milpa), lo que rinde un total de nueve sitios de estudio o unidades experimentales. El primer bloque se encuentra en la aldea Palestina, en San Juan La Laguna a una altitud de alrededor de 2,020 msnm. El paisaje del área está principalmente conformado por una matriz heterogénea de cafetales y milpas, con pequeños parches de bosque (figura 2).

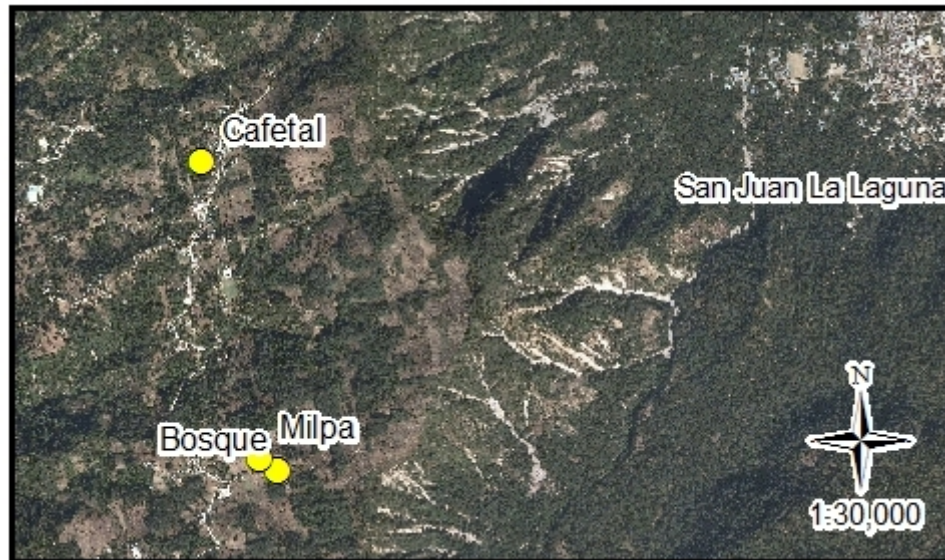


Figura 2. Sitios de estudio en el bloque de la aldea Palestina, San Juan La Laguna para la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala (Fuente: Maga, 2006).

El segundo bloque se estableció en el área de San Juan La Laguna y San Pedro la Laguna. El bosque y la milpa se encontraban en San Pedro La Laguna, en las faldas del volcán San Pedro a alrededor 2,010 msnm y el cafetal se encontraba en San Juan La Laguna, a alrededor de 1,800 msnm. Al

igual que en Palestina, la matriz de este bloque está conformada principalmente por cafetales y milpas, sin embargo, los sitios seleccionados de bosque y milpa colindan con un enorme parche de bosque correspondiente al Volcán San Pedro (Figura 3).



Figura 3. Sitios de estudio en el bloque de San Juan La Laguna (cafetal) y San Pedro La Laguna (bosque y milpa), para la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala (Fuente: Maga, 2006).

El último bloque se estableció en Xequistalín, en San Juan La Laguna. Esta área es la que se encuentra a menor altitud de todos los sitios, a alrededor 1,645 msnm. Este bloque es un extenso cafetal, con algunas áreas en descanso y algunos parches de milpa (Figura 4).



Figura 4. Sitios de estudio en el bloque de Xequistalín, San Juan La Laguna para la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala (Fuente: Maga, 2006).

7.1.1 Bosque

Los remanentes boscosos presentaban diferentes grados de madurez y gran diferencia en su extensión, con un promedio en su cobertura vegetal de 92%. Se seleccionaron sitios dentro de cada remanente de bosque. La extensión de cada uno de estos sitios fue de aproximadamente 4,090 m² (Palestina y San Pedro) y 3,354 m² (Xequistalín), aunque la extensión total de cada remanente es mayor (excepto Xequistalín, Cuadro 1).

El más extenso y antiguo de todos es el bosque de San Pedro La Laguna. Este se encuentra conectado con el bosque del Volcán San Pedro, con un área mayor a 5 km² y una edad de alrededor de 50 años. El bosque de Palestina alcanza unos 30 años de edad, con una extensión total de alrededor de 11,725 m². Por otro lado, el más reciente es el guamil de Xequistalín, con tan solo 7 años de edad. Es un pequeño sitio de alrededor de 3,354 m², inmerso en un gran parche de cafetal.

7.1.2 Cafetal

Los cafetales del estudio forman parte de la cooperativa de café “La voz que clama en el desierto”, ubicada en el municipio de San Juan La Laguna. Estos cafetales poseen una certificación de café bajo sombra 100% orgánico, es decir que no se hace uso de químicos como pesticidas o abono. La remoción de malezas se hace con machete y azadón.

Los sitios seleccionados son cafetales relativamente antiguos (12-25 años). Tienen una extensión de alrededor de 6,708 m² (Palestina), 8,944 m² (San Juan) y 2,354 m² (Xequistalín). Presentan una cobertura vegetal de 76% en promedio. Todos son policultivos, con especies asociadas como: limón, chile, aguacate, frijol, y otras (Cuadro 1).

El café es el cultivo predominante en San Juan La Laguna. El tamaño total de los parches en cada localidad es de alrededor de 7,522 m² en Palestina, mayor a 5 km² en San Juan y mayor de 1 km² en Xequistalín.

7.1.3 Milpa

A pesar que las milpas bajo estudio pertenecen a los mismos dueños de los cafetales, en algunos casos estos hacen uso abono químico. Dos de las parcelas son policultivos con especies de frijol, aguacate, cushin, güisquil y café, y usa izotes (*Yucca guatemalensis*) como linderos.

Los cultivos de milpa son siembras anuales. Todos los sitios trabajados se encuentran adyacentes a un parche de bosque. No presentan uso de sombra y tienen en promedio una cobertura vegetal de 11% (Cuadro 1).

La extensión de los sitios escogidos fue de alrededor de 4,949 m² (Palestina), 2,483 m² (San Pedro) y 2,354 m² (Xequistalín). Sin embargo, el área total de los parches de milpa en cada localidad es de aproximadamente 71,335 m² (Palestina), 2,483 m² (San Pedro) y 260,242 m² (Xequistalín).

Cuadro 1. Descripción de los nueve sitios o unidades experimentales, divididos en tres tratamientos (cafetal, bosque y milpa) en tres localidades diferentes, de San Juan La Laguna y San Pedro La Laguna para la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.. (Sombra = presencia (1) ausencia (0), Policultivo = presencia (1) ausencia (0)).

Localidad	Palestina	Palestina	Palestina	San Pedro	San Juan	San Pedro	Xequistalín	Xequistalín	Xequistalín
Tratamiento	Bosque	Cafetal	Milpa	Bosque	Cafetal	Milpa	Bosque	Cafetal	Milpa
Latitud	14.67972	14.69070	14.68015	14.65739	14.67370	14.65725	14.70211	14.70190	14.70211
Longitud	-91.30959	-91.31229	-91.31022	-91.28992	-91.29839	-91.28969	-91.29294	-91.29315	-91.29351
Altitud (msnm)	2027.5	1991.5	2030	2110.5	1801.5	2106.05	1638.5	1645	1649
Distancia al bosque (m)	0	402	0	0	268	0	0	0	0
Cobertura vegetal (%)	91.4	70.3	0	95	86.4	0	89.5	71.3	33
Tamaño Parche (m²)	11,725	7,522	71,335	>5,000,000	5,854,439	2,483	2,354	1,414,162	260,242
Tamaño sitio (m²)	4,090	5,208	4,949	4,090	6,944	2,483	2,354	2,354	2,354
Edad Sitio (años)	30	12	5	50	25	5	7	20	15
Sombra	1	1	0	1	1	0	1	1	0
Policultivo	n.a.	1	0	n.a.	1	1	n.a.	1	1
Orientación	215°	250°	215°	10°	350°	30°	150°	160°	160°
Pendiente (grados)									
Pendiente (grados)	17°	11°	17°	9°	4°	10°	11°	11°	11°

7.2 Comunidad Vegetal

En total se registraron 47 familias y 100 especies. Asteraceae fue la familia con mayor número de especies en todos los tratamientos. En bosque se detectó un total de 31 familias y 53 especies de plantas. Las familias con más especies en bosque son Asteraceae con 7 especies y Solanaceae con 4 especies (Cuadro 2).

En el cafetal se detectó un total de 29 familias y 52 especies. Las familias con más especies son Asteraceae con 10 especies, Solanaceae con 6 especies y Polypodiaceae con 3 especies. En la milpa se detectó un total de 18 familias, con 30 especies diferentes. Las familias que tuvieron mayor número de especies son Asteraceae con 7 y Oxalidaceae y Amaranthaceae con 3 (Cuadro 2).

Se realizó un análisis de agrupación aglomerativa de unión promedio utilizando una matriz de distancias de Sorensen para las especies vegetales (Figura 5; Legendre y Legendre, 2003, p. 256). Se observa que los bosques constituyen un grupo a pesar de tener la mayor disimilitud.

Cuadro 2. Familias con mayor número de especies vegetales observadas por tratamiento (bosque, cafetal y milpa) en las distintas localidades del estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala. Se presentan solo las 3 familias con más especies por tratamiento.

Familias	Especies	Bosque	Cafetal	Milpa
Asteraceae	<i>Critonia morifolia</i>	X	X	
	<i>Dahlia imperialis</i>	X		
	<i>Roldana</i> sp.	X		
	<i>Senecio</i> sp.	X		
	<i>Spilanthes oppositifolia</i>	X		
	<i>Tithonia diversifolia</i>	X		
	<i>Vernonia</i> sp.	X	X	
	<i>Bidens pilosa</i>		X	X
	<i>Conyza canadensis</i>		X	X
	<i>Galinsoga urticaefolia</i>		X	X
	<i>Melampodium paniculatum</i>		X	X
	<i>Spilanthes oppositifolia</i>		X	X
	<i>Taraxacum officinale</i>		X	X

	<i>Tithonia diversifolia</i>			X
	<i>Erechtites valerianifolius</i>		X	
	<i>Verbesina</i> sp.		X	
Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp.	X		
	<i>Solanum appendiculatum</i>	X		
	<i>Solanum atitlanum</i>	X	X	
	<i>Solanum</i> sp.		X	
	<i>Capsicum annuum</i>		X	
	<i>Capsicum pubescens</i>		X	
	<i>Solanum americanum</i>		X	
	<i>Solanum lanceolatum</i>	X	X	
Polypodiaceae	<i>Pleopeltis angusta</i>		X	
	<i>Polypodium furfuraceum</i>		X	
	<i>Polypodium sanctae-rosae</i>		X	
Amaranthaceae	<i>Amaranthus hybridus</i>			X
	<i>Chenopodium ambrosioides</i>			X
	<i>Iresine</i> sp.			X
Oxalidaceae	<i>Oxalis latifolia</i>			X
	<i>Oxalis tetraphylla</i>			X
	<i>Oxalis corniculata</i>			X

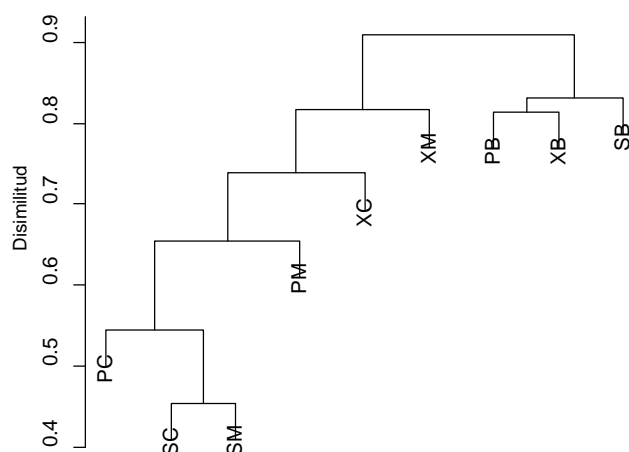


Figura 5. Dendrograma agrupativo jerárquico de unión promedio de los sitios de estudio, basado en una matriz de distancias de Sorensen de la distribución de las especies vegetales detectadas (P = Palestina, S = San Pedro/San Juan, X = Xequistalín, B = bosque, C = cafetal, M = milpa).

7.3 Riqueza y diversidad composicional de macroinvertebrados del suelo

Se encontró un total de 3,228 macroinvertebrados adultos (>2mm) en 121 familias, distribuidos en 21 órdenes diferentes. Del total de especímenes, 1,431 se encontraron en los bosques, pertenecientes a 79 familias y 19 órdenes. Se encontraron 779 especímenes en café pertenecientes a 67 familias y 17 órdenes. En milpa se encontraron 1,018 especímenes pertenecientes a 67 familias y 14 órdenes (Cuadro 3).

Cuadro 3. Número de especímenes, riqueza observada de familias y órdenes de macroinvertebrados del suelo encontrados por tratamiento (bosque, cafetal o milpa) para el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Especímenes	Familias	Órdenes
Bosque	1431	79	19
Cafetal	779	67	17
Milpa	1018	67	14
TOTAL	32278	121	21

El sitio con mayor abundancia de especímenes fue Xequistalín en todos los tratamientos (bosque 784, cafetal 444 y milpa 674). En cuanto al número de familias, el bosque de San Pedro fue el que presentó mayor riqueza observada. Por el contrario, el cafetal de Palestina fue el que presentó menor cantidad de especímenes y familias observadas (97 y 21 respectivamente, Cuadro 4).

Cuadro 4. Cantidad de especímenes, familias y órdenes de macroinvertebrados del suelo encontrados por sitio y tratamiento (unidad muestral) para el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Tratamiento	Palestina			San Pedro/San Juan			Xequistalín		
	Bosque	Cafetal	Milpa	Bosque	Cafetal	Milpa	Bosque	Cafetal	Milpa
Especímenes	229	97	146	418	237	198	784	444	674
Familias	34	21	33	49	48	32	46	39	35
Órdenes	13	10	14	14	13	11	13	13	9

Para comparar la riqueza de familias de macroinvertebrados del suelo se trazaron curvas de acumulación, como una función del esfuerzo de muestreo (número de visitas a cada sitio o unidad muestral) y como función del total de especímenes encontrados. En una curva de acumulación la adición de nuevas especies se relaciona con una medida del esfuerzo de muestreo. Al inicio se registran sobre todo especies comunes y posteriormente se van agregando especies al inventario. Por esta razón la pendiente de la curva comienza siendo elevada y luego desciende a medida que se acumula esfuerzo, conforme van quedando solo las especies raras (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003, p. 152).

Se presentan seis gráficos, dos para cada sitio (Palestina, San Pedro/San Juan, Xequistalín). Los gráficos representan las familias acumuladas según visitas y según individuos (Figura 6). Se puede observar cierta tendencia a encontrar más familias en bosques que en cafetales y milpas.

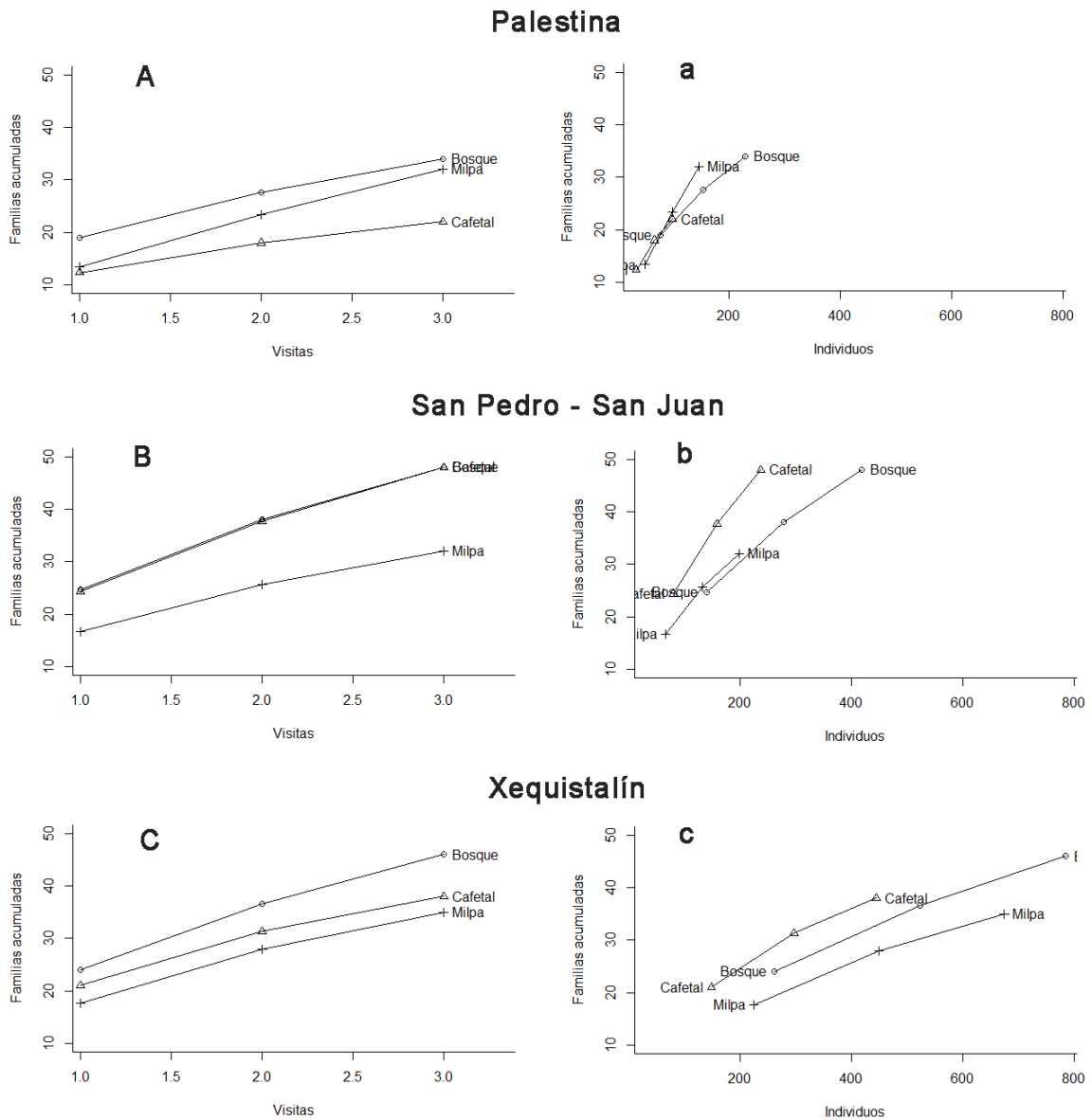


Figura 6. Curvas de acumulación de familias de macroinvertebrados del suelo del estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala. Se muestran valores promedio calculados por el método exacto (Kindt y Coe, 2005), por localidad, según visitas (A = Palestina, B = San Pedro/San Juan, C = Xequistalín) y según individuos (a = Palestina, b = San Pedro/San Juan, c = Xequistalín).

Para estimar riqueza absoluta esperada se utilizó el índice de Chao 1 con base en la abundancia de familias encontradas en los tratamientos, por localidad (Cuadro

5). Chao es un método no paramétrico que permite estimar la riqueza de especies que se basa en la abundancia de las especies (Chao, 1984). Se observa que la mayor riqueza de familias se encuentra en el bosque de San Pedro, mientras que la menor riqueza se encuentra en el cafetal de Palestina. Se trazó un gráfico de Tukey para observar la tendencia observada en la riqueza absoluta estimada (Figura 7).

Cuadro 5. Índice de riqueza absoluta estimada, Chao1, de macroinvertebrados del suelo para cada tratamiento (bosque, cafetal y milpa) por localidad para el estudio de la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Bosque	Cafetal	Milpa
Palestina	62.17	34.5	73
San Pedro/San Juan	76.56	70.05	54.5
Xequistalín	59.5	58.6	51.07

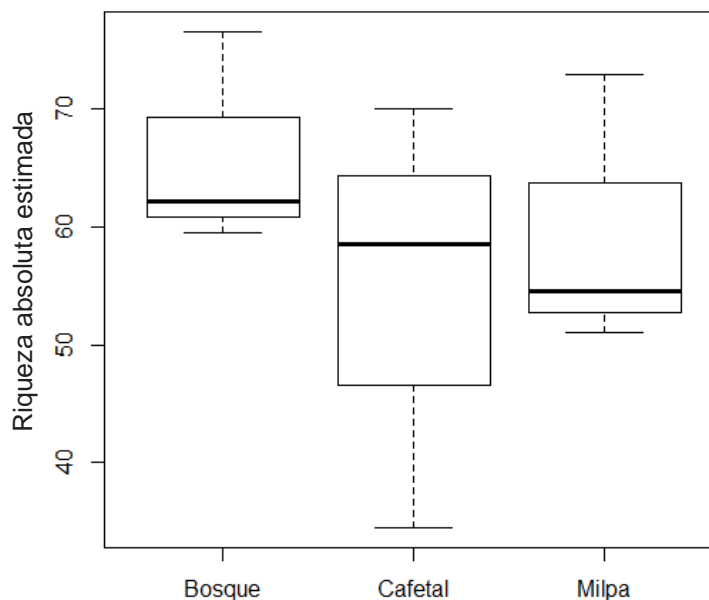


Figura 7: Gráficos de Tukey de la riqueza absoluta estimada con el índice de Chao 1 para bosque, cafetal y milpa en el estudio de la evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Se realizó un conteo de larvas y estadios juveniles en cada sitio por visita (Cuadro 6). Se observó que en el bosque se encuentra la mayor cantidad de estos, mientras que en milpa es donde se encuentra la menor cantidad. Esta observación se respalda con el resultado de una prueba de Page para alternativas ordenadas ($p < 0.001$, estadístico $L = 121.5$). Esta prueba no sólo permite determinar si hay diferencia entre los tratamientos (bosque, cafetal y milpa), sino que también si los efectos producen incremento en las respuestas (abundancia de larvas y estadios juveniles), suponiendo que en milpa se encuentra la menor abundancia y en bosque la mayor (Wiedenhofer, 2013, p. 166-175). Estos resultados se presentan con un gráfico de caja de Tukey (Figura 8).

Cuadro 6. Abundancia de larvas y estadios juveniles de macroinvertebrados del suelo observada en cada sitio, por número de visita para el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Visita	Bosque	Cafetal	Milpa
Palestina	1	18	10	0
San Pedro/San Juan	1	11	25	18
Xequistalín	1	36	4	5
Palestina	2	34	3	0
San Pedro/San Juan	2	223	114	11
Xequistalín	2	38	19	4
Palestina	3	6	6	3
San Pedro/San Juan	3	32	9	3
Xequistalín	3	13	6	3

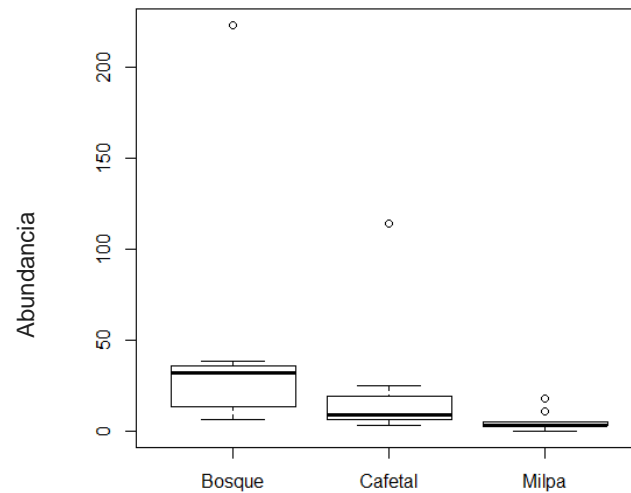


Figura 8. Gráficos de Tukey con la abundancia de larvas y juveniles de macroinvertebrados del suelo encontrada por tratamiento (bosque, cafetal, milpa) para el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

7.4 Análisis de la estructura de la comunidad

7.4.1 Abundancia relativa

La abundancia relativa de una especie puede ser expresada como proporción del número total de individuos (May y McLean, 2007, p. 120). Se observa que la familia más abundante para todos los tratamientos es Formicidae (hormigas). Las siguientes 4 familias más abundantes en el bosque son Sclerosomatidae (opiliones), Staphylinidae (escarabajos), Nitidulidae (escarabajos) y Anthomyiidae (moscas de las flores; cuadro 7).

En los cafetales las 4 familias más abundantes, aparte de Formicidae, son Sclerosomatidae, Nitidulidae, Blattelidae (cucarachas) y Staphylinidae. En el caso de milpa las más abundantes son Lycosidae (arañas), Acaridae (ácaros), Sclerosomatidae y Carabidae (escarabajos; cuadro 7).

Cuadro 7. Número de especímenes y su porcentaje de las familias con mayor abundancia detectada en el total de localidades por tratamiento en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala. Se presentan en negrita las cinco mayores abundancias de cada tratamiento.

	Bosque	Cafetal	Milpa
Formicidae	541(38%)	317(41%)	628(62%)
Sclerosomatidae	177(14%)	60(8%)	37(4%)
Staphylinidae	87(6%)	26(3%)	15(1%)
Nitidulidae	77(5%)	60(7%)	17(2%)
Anthomyiidae	52(3%)	3(0.4%)	0(0%)
Blattellidae	7(0.5%)	39(5%)	1(0%)
Lycosidae	6(0.4%)	21(3%)	73(7%)
Acaridae	19(1%)	9(1%)	44(4%)
Carabidae	25(1.7)	26(3%)	30(3%)

Para evaluar la representatividad de las especies más comunes o con mayor importancia, se calculó el índice de dominancia de Simpson (Moreno, 2001, p. 26; Cuadro 8). No se encontró evidencia de diferencia en la dominancia de los sitios por tratamiento (bosque, cafetal y milpa) según el análisis de varianza de Friedman y la prueba de Page para alternativas ordenadas ($P > 0.05$; Wiedenhofer, 2013). En la Figura 9 se presenta un gráfico de Tukey para ilustrar la dominancia.

Cuadro 8. Índices de dominancia de Simpson para bosque, cafetal y milpa, por localidad, por visita en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Localidad	Visita	Bosque	Cafetal	Milpa
Palestina	1	0.09057	0.1225	0.2222
Palestina	2	0.1246	0.2489	0.2562
Palestina	3	0.2261	0.3149	0.1276
San Pedro/San Juan	1	0.224	0.06815	0.1706
San Pedro/San Juan	2	0.1561	0.1069	0.1343
San Pedro/San Juan	3	0.1099	0.08402	0.1567
Xequistalín	1	0.3621	0.4671	0.4578
Xequistalín	2	0.1974	0.4576	0.4428
Xequistalín	3	0.5742	0.1712	0.9396

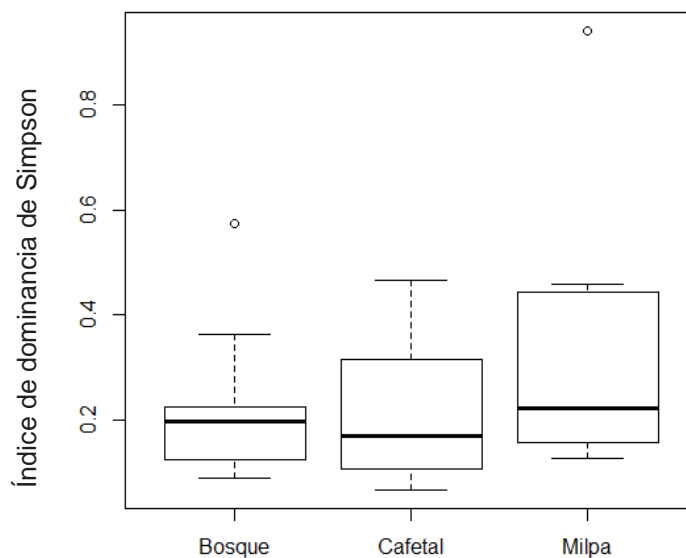


Figura 9. Gráfico de Tukey del índice de dominancia de Simpson por tratamiento del estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Para evaluar la uniformidad de la comunidad se calculó el índice de equidad de Simpson (Moreno, 2001, p. 26. Cuadro 9). No se encontró evidencia de diferencia en la equidad de los sitios por tratamiento (bosque, cafetal y milpa) según el análisis de varianza de Friedman y la prueba de Page para alternativas ordenadas ($P > 0.05$; Wiedenhofer, 2013). Se presenta una gráfica de Tukey con los resultados (Figura 10).

Cuadro 9. Índices de equidad de Simpson para bosque, cafetal y milpa, por localidad, por visita en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Localidad	Visita	Bosque	Cafetal	Milpa
Palestina	1	0.9094	0.8775	0.7778
Palestina	2	0.8754	0.7511	0.7438
Palestina	3	0.7739	0.6851	0.8724
San Pedro/San Juan	1	0.776	0.9319	0.8294
San Pedro/San Juan	2	0.8439	0.8931	0.8657
San Pedro/San Juan	3	0.8901	0.916	0.8433
Xequistalín	1	0.6379	0.5329	0.5422
Xequistalín	2	0.8026	0.5424	0.5572
Xequistalín	3	0.4258	0.8288	0.06042

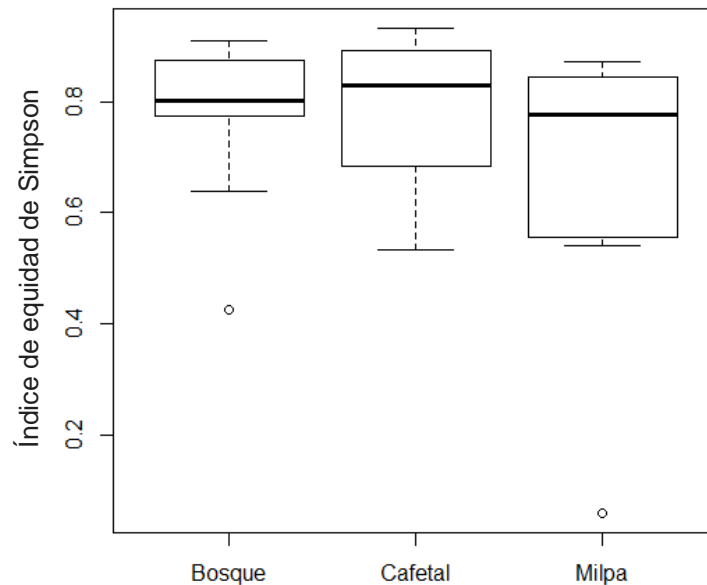


Figura 10. Gráfico de Tukey del índice de equidad de Simpson por tratamiento en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

7.5 Diversidad de Macroinvertebrados del suelo en distintos usos de la tierra

Para evaluar la diferencia de los sitios con base en las familias encontradas se realizó un dendrograma (Legendre y Legendre, 2003, p. 303), utilizando una matriz de disimilitud con distancias de Bray-Curtis. En la Figura 11 se pueden identificar dos grupos principales, el grupo que presenta mayor similitud entre sí es el bloque que agrupa la mayoría de las muestras de Xequistalín.

El siguiente bloque se divide en tres grupos principales. En un grupo se encuentran, en su mayoría, las milpas y cafetales de San Pedro, San Juan y Palestina. El siguiente grupo abarca principalmente las muestras de Palestina y un tercer grupo reúne los bosques de San Pedro.

A manera de complemento, se realizó un análisis de ordenación de coordenadas principales (Legendre y Legendre, 2003, p. 424; Figura 12) utilizando la misma matriz de distancias de Bray-Curtis. El gráfico presenta

una bondad de ajuste en dos ejes respecto a la varianza observada en la matriz de distancias del 52%. Los resultados muestran una ordenación muy parecida a lo que se observa en el dendrograma (Figura 11).

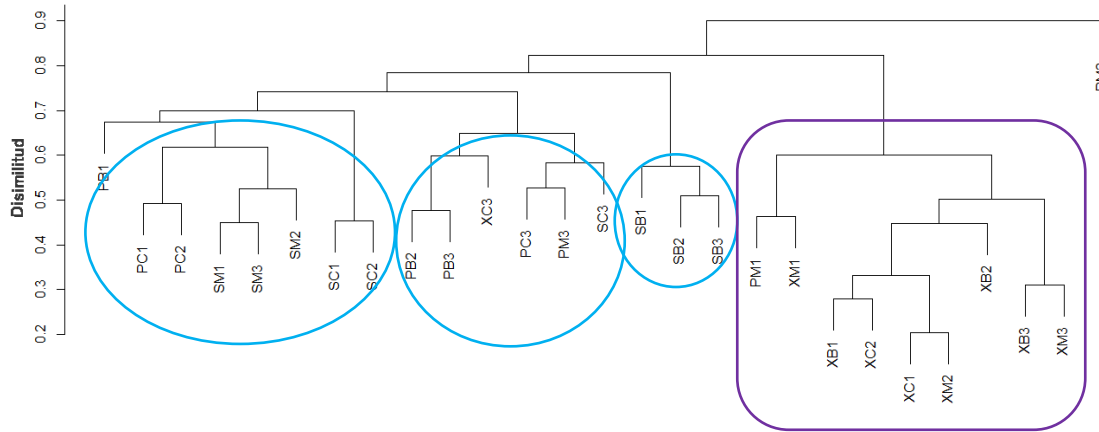


Figura 11. Dendrograma aglomerativo jerárquico de unión promedio de los sitios de estudio por visita, basado en una matriz de distancias de Bray Curtis de la distribución de las familias de macroinvertebrados observadas en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala. P = Palestina, S = San Pedro/San Juan, X = Xequistalín, B = bosque, C = cafetal, M = milpa, # = número de visita.

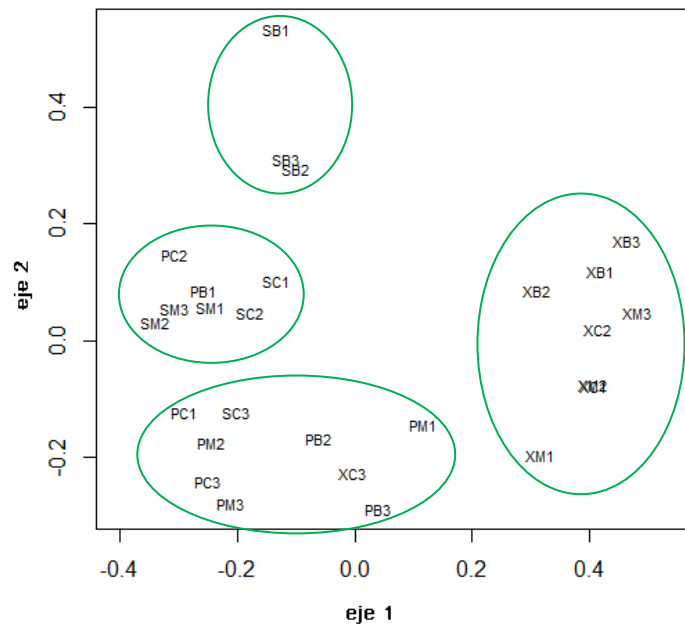


Figura 12. Gráfico de ordenación de los primeros dos ejes del análisis de coordenadas principales, de los sitios de estudio por visita, basado en una matriz de distancias de Bray Curtis de la distribución de las familias de macroinvertebrados observadas en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala. P = Palestina, S = San Pedro/San Juan, X = Xequistalín, B = bosque, C = cafetal, M = milpa, # = número de visita.

Para evaluar la multidimensionalidad de la comunidad de macroinvertebrados del suelo, representada en el gráfico de ordenación de coordenadas principales (Figura 12), respecto a las covariables y tratamientos de cada sitio, se realizaron pruebas de correlación de Spearman (Legendre y Legendre, 2003, p. 188). Con estas pruebas se buscó evidencia de correlación entre los ejes de ordenación y las variables ambientales. Se encontró evidencia de una relación inversa entre dos variables, altitud ($p = 3.286 \times 10^{-7}$, $Rho = -0.81$) y distancia del bosque ($P = 0.022$, $Rho = -0.44$), y el primer eje o componente, el cual explica el 51% de la varianza observada en la matriz de disimilitud con distancias de Bray-Curtis.

Se observa que existe evidencia de diferencia tanto en el número de especímenes (Cuadro 10) como en el número de familias (Cuadro 11) entre tratamientos (bosque, cafetal y milpa). La evidencia se obtuvo por medio de un análisis de varianza de Friedman ($P = 0.03$ y $P = 0.01$, respectivamente) que determina si existe evidencia de diferencia entre los tratamientos con muestras dependientes (Wiedenhofer, 2013, p. 155-161).

Se buscó también evidencia de incremento en el número de especímenes (Cuadro 10) y el número de familias (Cuadro 11) entre los tratamientos (de milpa a bosque). Para determinar si hay diferencia entre los tratamientos (bosque, cafetal y milpa), y que estos producen incremento en las respuestas (número de especímenes y riqueza de familias, suponiendo que milpa es el menos diverso y bosque el más diverso), se realizó una prueba de Page para alternativas ordenadas ($P < 0.001$ para ambas pruebas y el estadístico $L=6043$ y $L=995$ para especímenes y familias respectivamente; Wiedenhofer, 2013, p. 166-175). Los resultados de especímenes observados y familias observadas por tratamiento se muestran en las Figura 13 y 14, respectivamente.

Cuadro 10. Número de especímenes encontrados en cada localidad, por número de visita, por tratamiento en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Localidad	Visita	Bosque	Cafetal	Milpa
Palestina	1	61	29	102
	2	72	30	11
	3	96	39	33
San Pedro/San Juan	1	133	103	100
	2	137	69	38
	3	148	65	60
Xequistalín	1	255	173	103
	2	205	222	181
	3	324	49	390

Cuadro 11. Riqueza de familias encontrada en cada localidad, por número de visita, por tratamiento en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Localidad	Visita	Bosque	Cafetal	Milpa
Palestina	1	21	13	18
	2	18	12	5
	3	18	12	17
San Pedro/San Juan	1	18	31	23
	2	29	22	12
	3	32	23	16
Xequistalín	1	27	25	20
	2	28	21	24
	3	18	18	9

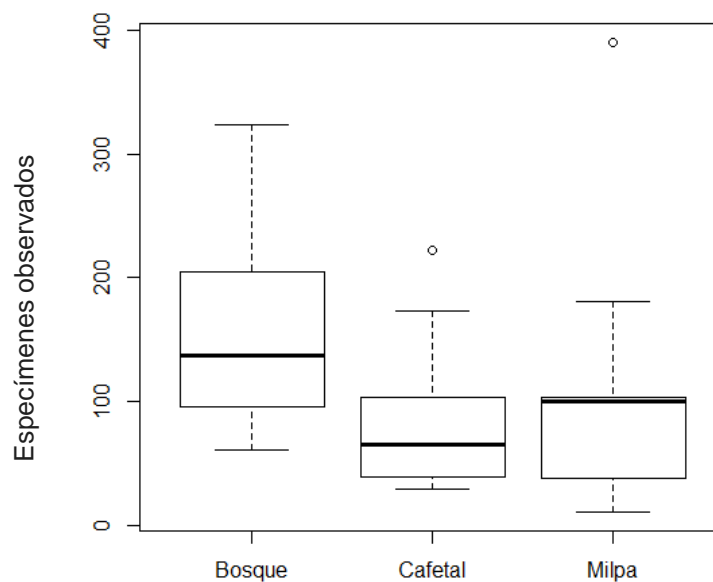


Figura 13. Gráfico de Tukey del número de especímenes observados por tratamiento en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

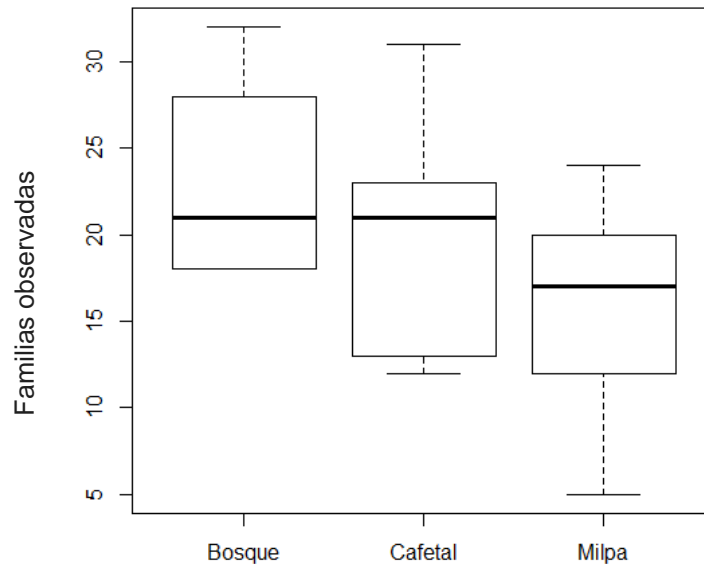


Figura 14. Gráfico de Tukey de número de número de familias observadas por tratamiento en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

7.6 Exploración de la relación entre la diversidad de macroinvertebrados del suelo y las variables ambientales

Se observa evidencia de un patrón espacial en la composición de los macroinvertebrados, esto implica que la distancia ecológica observada entre cada una de las localidades se correlaciona con la distancia espacial entre las mismas. Esto se determinó con una prueba de Mantel (Legendre y Legendre, 2003, p. 374) con matrices de distancia espacial y de distancias de Bray-Curtis para las familias ($p=0.001$, $\rho=0.47$). Así mismo, se encontró evidencia de alguna relación entre la composición de macroinvertebrados y de plantas ($p=0.002$, $\rho=0.26$), y evidencia de algún patrón espacial en la composición de las plantas ($p=0.001$, $\rho=0.37$).

Se buscaron relaciones entre variables ambientales, supuestas como predictoras y el número de familias observadas, como respuesta con el uso de regresiones lineales generalizadas (Kindt y Coe, 2005, p. 75). Se encontró evidencia de que las variables que explican de mejor manera el número de

familias observadas por localidad, por tratamiento, son las variables de cobertura vegetal, distancia a la que se encuentra el bosque y el uso de abono (cuadro 12).

Cuadro 12. Coeficientes del modelo de regresión lineal generalizado con función vinculante logarítmica y distribución de Poisson (desviación nula = 63.08, desviación residual = 35.67 y AIC = 174.08), en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

Variables	Coeficientes	Valor P
Intercepto	2.714375	< 2e-16
Distancia	-0.004784	0.001
Abono natural	1.376747	0.008
Abono químico	-0.019569	0.9
Cobertura vegetal	0.004896	0.03

8. DISCUSIÓN

Los cafetales han sido objeto de numerosos estudios. En Mesoamérica se cultiva café desde hace unos 150 años, generalmente en la zona de distribución de bosques de niebla, en las estribaciones superiores de las selvas y en la parte inferior de los bosques de pino-encino. Estos son algunos de los hábitats más frágiles y con mayor diversidad y endemismo de la región (Morales *et al.*, 2008, p. 57).

El café es el principal producto de exportación en varios países, de este dependen grandes y medianos finqueros, así como cientos de miles de pequeños propietarios campesinos. Hasta inicios de los años 70 la mayor parte del café se sembraba bajo la sombra de la vegetación original del área, o asociado a gran variedad de árboles frutales tropicales y árboles nativos del bosque. Sin embargo, se desarrollaron programas para establecer variedades más productivas bajo sombras monoespecíficas de leguminosas, incluso más tarde para eliminar toda la sombra (Morales *et al.*, 2008, p. 57).

Actualmente existen agroecosistemas con distintos grados de intensificación, cobertura y composición arbórea. En los años 90 se le dio un nuevo valor a los cafetales bajo sombra diversificada y se desarrollaron nuevos mercados como el orgánico, el comercio justo y amigos de la biodiversidad, esto principalmente por la necesidad de los caficultores de diversificar su producción ante la prolongada caída del precio del café (Morales *et al.*, 2008, p. 57).

Existe evidencia que en paisajes fragmentados la sobrevivencia de las especies no solo depende del parche de bosque, sino también de la matriz que se encuentra alrededor. Las características de una matriz entre parches de bosque determinan qué especies podrán dispersarse de un parche a otro (Morales *et al.*, 2008, p. 49). Los bloques del estudio (figura 1) presentan ciertas similitudes entre sí, pero se distribuyen a lo largo de diferentes gradientes (*e.g.* altitud, pendiente, distancias. Cuadro 1) que les dan características propias. La matriz principal de los bloques del estudio está constituida por cafetales y milpas (figuras 2 a 4).

Una estrategia que puede contribuir a mejorar la conectividad entre parches de bosque es aumentar la cobertura arbórea en las fincas, lo que se puede lograr con parches de vegetación secundaria, árboles dispersos, cortinas rompevientos o cercas vivas. Estos elementos pueden brindar a las especies hábitats, recursos o sitios de paso (Chacón y Harvey 2008, p. 227; Harvey *et al.*, 2008c, p. 584). Además, los árboles son capaces de modificar sustancialmente el agrosistema (suelo, microclima, etc.), recuperan y reciclan agua y nutrientes que de otra forma se perderían del sistema. Además, aportan una variedad de productos y servicios ambientales (como fijación de nitrógeno y dióxido de carbono (Morales *et al.*, 2008, p. 56).

Los tratamientos del estudio se definen en función del ensamble vegetal que presentan. Las diferencias de vegetación (asociada a los cultivos) en cafetales y milpas se observa poco clara, sin embargo se puede reconocer al bosque como un grupo bien definido (Figura 5). En general fue en el bosque donde se encontró mayor número de especies y familias de plantas.

Un concepto importante dentro de los agroecosistemas es el de la biodiversidad asociada. Esto se refiere a toda aquella diversidad dentro de los agroecosistemas que no está “planificada”, y generalmente es la biodiversidad más abundante en los agroecosistemas. Se ha establecido en la literatura que la intensificación del manejo agrícola implica una reducción en esta biodiversidad asociada (Vandermeer, 2011, p. 256).

Las medidas de la biodiversidad cumplen una función primordial en la evaluación del impacto de las actividades humanas sobre los sistemas ecológicos. El mejor ejemplo del impacto de las actividades humanas es el cambio en el uso del suelo. Esto representa una amenaza importante para la conservación de la biodiversidad a nivel global, en especial en los países tropicales en vías de desarrollo (González-Oreja *et al.*, 2010, p. 33).

El número de especies es la forma más directa de medir la biodiversidad (González-Oreja *et al.*, 2010, p. 33). Sin embargo, registrar el total de especies durante un trabajo de muestreo es prácticamente imposible, especialmente

cuando se trabaja con invertebrados que son grupos hiperdiversos pero pobremente conocidos (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003, p. 151). Se evaluó la riqueza de familias de macroinvertebrados del suelo con curvas de acumulación.

La Figura 6 presenta dos tipos de curvas de acumulación de familias (en función del número de visita y en función del número de individuos) por cada sitio. Las curvas que se muestran en función del número de visita permiten comparar las tendencias de la diversidad de familias según el tratamiento. Se observa que el bosque tiende a presentar una mayor diversidad de familias que el cafetal y la milpa.

Por otro lado, las gráficas de acumulación de familias en función del número de individuos permiten observar la relación entre el número de individuos y el número de familias detectadas. Se observa que a pesar de tener un esfuerzo de muestreo semejante en todos los sitios, el número de individuos varía tanto entre sitios como entre tratamientos (esta información se encuentra detallada en los Cuadros 3 y 4).

En general se observa que el bosque tiende a presentar mayor cantidad de individuos y familias que los cafetales y milpas. Sin embargo, una mayor cantidad de individuos no implica una mayor cantidad de familias. Algunos sitios presentan una mayor dominancia/equidad por lo que aunque el número de individuos sea elevado, el número de familias no lo es tanto o viceversa. En general, no se encontró evidencia de una diferencia significativa entre la dominancia (Cuadro 8, Figura 9) y equidad (Cuadro 9, Figura 10) de los tratamientos, pero si se puede observar cierta tendencia gradual, aunque sin respaldo con pruebas de hipótesis estadísticas.

Según el estimador no paramétrico de riqueza total esperada de Chao 1, la mayor riqueza de familias se encontraría en el bosque de San Pedro (Cuadro 5). Este es el bosque más antiguo de los tres fragmentos de bosque del estudio, además de ser el parche de bosque más extenso, ya que se encuentra conectado con el bosque del Volcán San Pedro (Figura 3, Cuadro 1).

Por el contrario, se observa que el sitio con menor riqueza total estimada es el cafetal de Palestina (cuadro 5). Este cafetal es parte de un enorme parche

cafetalero con algunas áreas de milpa y sitios en descanso (Figura 2, Cuadro 1). En la Figura 7 se observan gráficos de Tukey con de los valores estimados de riqueza de Chao 1 por tratamiento. El gráfico muestra cierta tendencia del bosque a presentar un mayor número de familias, seguido por el cafetal y por último la milpa. La complejidad de los sistemas (cobertura, presencia de lianas, bejucos, plantas escandentes y epífitas), especialmente en aquellos de gran tamaño, ofrece mayores oportunidades de refugio, alimento, protección y coexistencia inter e intraespecífica (Estrada, 2008, p. 338).

La fragmentación del hábitat, junto con otros factores, juega un papel importante en la disminución del tamaño de las poblaciones y especies a nivel local. Sin embargo, también se ha encontrado evidencia en algunos casos que las especies parecen ser, de alguna forma, flexibles ante los cambios en el hábitat (Estrada, 2008, p. 329). Por ejemplo, en un estudio de riqueza de mamíferos medianos y mayores, Escobar (2015, p. 57) no encontró diferencia significativa entre cafetales y bosques.

Se realizó un conteo de larvas e individuos en estadios juveniles en cada sitio por visita (Cuadro 6), y se encontró que estos estados de desarrollo se encuentran en el bosque mayoritariamente, en menor medida en los cafetales y muy por debajo en las milpas (prueba de Page para alternativas ordenadas, Figura 8). Esto podría indicar que los parches de bosque son indispensables para mantener la biodiversidad de los macroinvertebrados del suelo, ya que están funcionando como sitios de desarrollo para los primeros estadios.

Tratar de describir una comunidad compleja con un solo atributo como riqueza, diversidad o equidad puede ocasionar pérdida de información valiosa. La abundancia relativa, así como índices de riqueza, diversidad y equidad son abstracciones de una compleja estructura que pueden ser útiles para hacer comparaciones (Begon *et al.*, 2006, p. 472). Se encontró a la familia Formicidae (hormigas) como la familia más abundante en los tres tratamientos (cuadro 7), según Vandermeer (2011, p. 194) estas junto a las termitas tienden a ser los grupos más diversos en los sistemas tropicales. Se observa también, que el

bosque y el cafetal comparten en buena medida las familias más abundantes encontradas por tratamiento.

Las reservas naturales y áreas protegidas son reconocidas a nivel mundial como zonas de protección de la biodiversidad (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 77). Sin embargo, los sistemas agrícolas de alta diversidad pueden proporcionar hábitats clave para algunas especies silvestres. Morales y colaboradores (2008, p. 50) indican que incluso se ha encontrado evidencia de que pueden llegar a ser tan diversos como los bosques. Sin embargo, el tipo de práctica agrícola es determinante para la diversidad que se encontrará en el agrosistema. No todas las plantaciones de café poseen altos niveles de biodiversidad (Vandermeer, 2011, p. 255).

Enfocar los esfuerzos únicamente en las áreas destinadas a conservación tiene grandes limitantes. Para empezar, se conserva tan solo una pequeña porción de la biodiversidad, es de carácter temporal, ya que depende directamente de decisiones políticas, y su naturaleza insular genera altas tasas de extinción, especialmente en las áreas pequeñas (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 77). Es importante notar que el tamaño y composición del inventario taxonómico varía a lo largo del tiempo ya que los rangos de distribución de las especies no son estables en el tiempo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003, p. 152).

El análisis de agrupación de unión promedio presenta dos grupos principales en función de la distribución de familias de macroinvertebrados del suelo (Figura 11). El grupo con mayor similitud congrega al bloque de Xequistalín. El bloque de Xequistalín se encuentra a una altitud menor, lo que le confiere características distintivas respecto al resto de sitios de estudio (como temperatura, humedad y precipitación, aunque no fueron medidas en este estudio). Este además, es un paisaje más homogéneo, dominado por cafetales (Cuadro 1, Figura 4).

El segundo grupo se divide en tres subgrupos. En uno se encuentran principalmente las milpas y cafetales de San Pedro, San Juan y Palestina, en el siguiente se agrupan principalmente muestras de Palestina y el tercer grupo reúne a los bosques de San Pedro, que como se mencionó, presenta ciertas

características propias. Estos resultados son respaldados por el análisis de ordenación de coordenadas principales (Figura 12), que muestra una ordenación similar a lo observado en el análisis de agrupación.

Estos también muestran cierta congruencia con el análisis de agrupación de los sitios con base en la información sobre vegetación, donde los bosques se muestran como un mismo grupo definido (Figura 5). Se encontró que las variables que explican mejor la varianza observada en el análisis de ordenación son la altitud y la distancia a la que se encuentran los sitios del bosque (correlaciones de Spearman).

Las comunidades no tienden a comportarse como unidades discretas, en la naturaleza es más común encontrar gradientes (Begon *et al.*, 2006, p. 478). Si en este caso estamos suponiendo que los tratamientos se ordenan en un gradiente de menor a mayor cobertura y diversidad vegetal, y que los macroinvertebrados se distribuyen en función de esta cobertura y diversidad vegetal, esperaríamos encontrar una correlación entre la abundancia y diversidad de macroinvertebrados y los tratamientos (siendo bosque el que presente mayor riqueza y diversidad y milpa el que presente menor riqueza y diversidad).

Se encontró evidencia de que el tratamiento es un factor determinante en el número de familias y especímenes observados (análisis de varianza de Friedman y prueba de Page para alternativas ordenadas). En todos los casos el bosque es el que presenta mayor riqueza y abundancia de especímenes, y el cultivo anual de maíz, o milpa, el que presenta la menor riqueza y abundancia (Figuras 13 y 14).

Aunque los agropaisajes presenten una menor diversidad que los paisajes conformados por bosques, estos pueden retener una porción considerable de la biodiversidad original. Este fenómeno se observa principalmente cuando el paisaje incluye hábitats remanentes, abundante cobertura arbórea en las fincas y alto grado de conectividad (Harvey *et al.*, 2008c, p. 582).

Los ecosistemas conservados en paisajes rurales constituyen una fuente de bienes y servicios derivados de los ecosistemas. Un ejemplo que demuestra la rentabilidad de la conservación es el caso de una finca en Costa Rica, donde dos

parches de bosque vecinos (45 y 110 hectáreas) añadieron alrededor de US\$ 60,000 al ingreso anual. Esto debido a las abejas silvestres del bosque que proveyeron el servicio de polinización y aumentaron así el rendimiento del café en un 20% (Ranganathan y Daly, 2008, p. 19).

En la distribución de plantas y macroinvertebrados del suelo en los sitios de estudio se observa evidencia de un patrón espacial (prueba de Mantel). De igual manera, se observa cierta relación en la distribución de macroinvertebrados del suelo y las plantas. Esto implica que una parte de la varianza observada en el ensamble de macroinvertebrados podría ser explicada por patrones espaciales, más que ecológicos (relación entre los macroinvertebrados y las características bióticas y abióticas en los sitios de estudio o unidades experimentales).

La relación espacial observada en los macroinvertebrados puede estar relacionada con la relación espacial de las plantas. Esto a su vez permite suponer relaciones ecológicas entre la distribución de macroinvertebrados y plantas. Sin embargo, la evidencia no es suficiente para presentar conclusiones. La elección de un gradiente como variable explicativa a un fenómeno biológico puede ser subjetiva, ya que es el investigador quien decide el gradiente. Esto no implica que este sea la variable más apropiada o más importante (Begon *et al.*, 2006, p. 474).

Hay una serie de factores, como productividad, depredación, competencia, dispersión e historia evolutiva, que afectan los patrones de la biodiversidad. Además, hay nociones de que la heterogeneidad espacial local promueve la biodiversidad del suelo. Comprender mejor a la biodiversidad del suelo es importante, ya que regulan la mayoría de los procesos y funcionamientos ecológicos (Bardgett, 2005. p. 101).

Algunos autores consideran a las especies de plantas, específicamente a la comunidad vegetal, como conductores importantes de las propiedades y procesos de los ecosistemas. Esto de alguna forma puede estar relacionado con la influencia que tienen las plantas sobre la composición de las comunidades del suelo. Esta influencia puede crear condiciones importantes que favorecen la persistencia de especies residentes o favorecen el reemplazo. Esto es

determinante para la estructura de las comunidades de plantas y el suelo (Wardle, 2005, p.119-123).

Investigaciones han resaltado la importancia de tres características del paisaje que aumentan la viabilidad de la conservación: cercanía a parches de bosque relativamente intactos; presencia de vegetación nativa dentro de los agroecosistemas; y de manera inversa, la agricultura intensiva (Ranganathan y Daly, 2008, p. 21 y 22). En este estudio se encontró evidencia de que la cobertura vegetal, distancia a la que se encuentra el bosque y el uso de abono en el suelo, son los factores que explican la riqueza de especies en los sitios de estudio (Cuadro 12).

En el estudio se obtuvo evidencia a partir de dos diferentes aproximaciones (correlaciones de Spearman realizados entre las covariables y los punteos de los sitios en los ejes de ordenación del análisis de ordenación; y modelo de regresión lineal generalizada, cuadro 12) de la importancia que tiene la distancia a la que se encuentra el bosque para la biodiversidad en parches con diferente uso de la tierra.

La agricultura moderna se basa en el uso más frecuente de la misma extensión de tierra (como disminuir los periodos de barbecho) y el aumento de la especialización de las especies productivas (monocultivos), que implica la pérdida de la diversidad de plantas para favorecer el rendimiento y la comodidad que ofrece la mecanización. Estas áreas agrícolas de producción intensiva son subsidiadas además con fertilizantes y plaguicidas químicos, lo que puede llevar a la pérdida de fertilidad del suelo. La disminución del tiempo de barbecho puede también conducir a la pérdida de la biodiversidad (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 83).

Se ha argumentado que el aumento en la eficiencia de la producción implica que menos hábitats naturales necesitan ser convertidos para fines productivos, dejándolos disponibles para la conservación. Sin embargo, cuando la eficiencia y producción aumenta en determinado lugar, la inmigración humana y del capital se desplaza hacia ese sitio. En consecuencia, aumenta la necesidad de tierra, transformando así aún más el hábitat nativo (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 83).

Los cultivos y la producción ganadera son las actividades que con regularidad reemplazan los bosques tropicales y otros hábitats nativos, por lo que es importante incorporar estas áreas en los planes de manejo (Ranganathan y Daly *et al.*, 2008, p. 17). Las estrategias de manejo de paisajes agrícolas son claves para la conservación de la biodiversidad, tanto fuera como dentro de las áreas protegidas. Estos paisajes pueden llegar a representar oportunidades simultáneas en la conservación y el desarrollo rural. Las estrategias de conservación y producción que toman en cuenta las necesidades y el conocimiento de los campesinos aprovechan oportunidades valiosas y tienen mayores posibilidades de ser adoptadas (Morales *et al.*, 2008, p. 63).

El conocimiento tradicional agrícola da la pauta para el diseño de agroecosistemas, adoptables con facilidad, que contribuyen a la conservación, albergando la biodiversidad y manteniendo procesos sucesionales. Hay que tener en cuenta que el conocimiento tradicional está limitado frente a los cambios bruscos que trae la globalización. El método científico es un complemento del conocimiento campesino, ya que proporciona medidas para adaptar y generalizar el conocimiento existente a nuevos contextos (Morales *et al.*, 2008, p. 63).

Con frecuencia estos sistemas agrícolas se han convertido en la matriz de los paisajes. Esta matriz puede contener una cantidad sustancial de biodiversidad, como se ha demostrado en cafetales bajo sombra. Se puede percibir un gradiente dentro de la matriz que va desde los sistemas más tradicionales a los agroecosistemas modernos de notable intensificación. En términos generales se puede decir que la biodiversidad disminuye con la intensificación agrícola (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 86).

Dependiendo de la calidad de la matriz, esta puede llegar a proveer sitios de paso para que las especies puedan desplazarse de un parche a otro (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 86). Esto es importante para mantener el flujo génico de las poblaciones. Por tanto, es necesario enfocar mayor atención en la matriz, donde una parte importante de la biodiversidad del mundo reside o interactúa, como parte de las medidas efectivas de conservación (Vandermeer *et al.*, 2008, p. 93).

Según Estrada (2008, p. 328-329) Mesoamérica es una de las regiones más diversas a nivel mundial, alberga alrededor del 10% de la biodiversidad mundial. Se han reportado grandes cantidades de especies silvestres y endemismos, por lo que se le considera como área prioritaria para la conservación. Sin embargo, las actividades agrícolas, pastorales y silvícolas han provocado la pérdida de grandes extensiones de selvas y bosques, causando fragmentación. Del mismo modo, es una de las regiones más pobres del mundo. Por esta razón se requiere de un enfoque conservacionista donde se incluya el uso sustentable de los recursos naturales y la equidad (Estrada, 2008, p. 328-329).

9. CONCLUSIONES

- Existe una diferencia gradual en la riqueza y abundancia de macroinvertebrados del suelo entre bosque, cafetal y milpa, considerándose el bosque como el más diverso y el cultivo anual, o milpa, como el menos diverso.
- El bosque podría ser el principal reservorio de estados larvarios y juveniles de los macroinvertebrados del suelo en el paisaje estudiado, por lo que podría cumplir una función indispensable para la biodiversidad de estos organismos y los procesos de los ecosistemas.
- No se encontró evidencia de diferencia significativa en la dominancia y equidad en los ensambles de macroinvertebrados del suelo entre los tratamientos (bosque, cafetal y milpa).
- La localidad de Xequistalín constituye el bloque de tratamientos que presentan mayor semejanza entre sí; y mayor diferencia respecto a sus características con los otros sitios de estudio, lo que podría influir en la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados.
- Se identificó la variable de distancia a la que se encuentra el bosque como uno de los factores más importantes para explicar la varianza observada en los ensambles de macroinvertebrados.
- Se encontró evidencia de un patrón espacial con efecto sobre la distribución de plantas y macroinvertebrados, así como de una correlación entre la presencia de especies de plantas y la riqueza y abundancia de familias de macroinvertebrados del suelo en los sitios de estudio.
- Los paisajes heterogéneos compuestos por ecosistemas nativos y agroecosistemas no son únicamente importantes para la conservación, estos también juegan un papel clave en la subsistencia local.

10. RECOMENDACIONES

- Se necesitan más estudios sobre el valor que tienen los agroecosistemas para la conservación, lo que además permitiría orientar estrategias prioritarias de manejo de la biodiversidad, como las de restauración ecológica.
- Los paisajes heterogéneos compuestos por ecosistemas nativos y agroecosistemas son importantes para la conservación y la subsistencia local, por lo que es importante incluir los agroecosistemas dentro de los planes de manejo nacionales.
- Es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo e incluir mayor cantidad de prácticas agrícolas y usos del suelo para evaluar su influencia en los macroinvertebrados.
- Es necesario caracterizar los servicios de los ecosistemas en los que es determinante el funcionamiento y los procesos de las comunidades de macroinvertebrados del suelo, en especial aquellos relacionados con la productividad y conservación del suelo, la seguridad alimentaria y la sostenibilidad económico/social, para propiciar el manejo adecuado de los recursos naturales y el fomento de buenas prácticas agrícolas.

11. REFERENCIAS

- Bardgett, R. Yeates, G. Anderson, J. (2005). Patterns and determinants of soil biological diversity. 100-118 pp. En: Bardgett, R. Usher, M. Hopkins, D. (eds.). *Biological Diversity and function in soils*. Nueva York: Cambridge.
- Begon, M. Townsend, C. Harper, J. (2006). *Ecology: form individuals to ecosystems*. 4ta ed. Australia: Blackwell Publishing. 759 pp.
- Cayuela, L., Granzow-de la Cerda, I. (2012). Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):1-5.
- CDB- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). (2014). *Perspectiva mundial sobre la diversidad biológica 4*. Montreal. 155 pp.
- Chacón, M. Harvey, C. (2008). Contribución de las cercas vivas a la estructura y la conectividad de un paisaje fragmentado en Rio Frío, Costa Rica. En: Harvey, C. Sáenz, J (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scand J Statist.* 11: 256-270.
- CONAP. (2006). *Plan de desarrollo sostenible de la Reserva de Usos Múltiples La Cuenca del Lago de Atitlán y el departamento de Sololá 2006-2010*. Guatemala. 185 pp.
- CONAP. (2013). *Política nacional de diversidad biológica (acuerdo gubernativo 220-2011) estrategia nacional de diversidad biológica y su plan de acción (resolución 01-16-2012) la década de la vida y el desarrollo*. Políticas,

- programas y proyectos No. 03 (01-2013). Guatemala: Serviprensa, S.A. 112 pp.
- Das Gupta, A. (2011). Does indigenous knowledge have anything to deal with sustainable development?. *Antrocom Online Journal of Anthropology*. 7(1): 57-64.
- Dix, M. Dix, M. Orozco, M. Cabrera, D. Bocel, E. Toledo, A. Symounds, E. (2012). El Lago de Atitlán, Guatemala: su estado ecológico octubre 2009 – diciembre 2011. *Revista de la Universidad del Valle de Guatemala*. 24: 35-50.
- Dix, M. Fortín, I. Medinilla, O. (2003). *Diagnóstico ecológico-social en la cuenca de Atitlán*. Guatemala. Universidad del Valle de Guatemala. 160 pp.
- Ehrlich, P. (1988). The Loss of Diversity: Causes and Consequences. En: Wilson, E. (ed.). *Biodiversity*. Washington: Biodiversity. National Academy Press. 521 pp.
- Escobar, B. (2015). *Riqueza de mamíferos medianos y mayores en cafetales y bosques de tres reservas naturales privadas (San Jerónimo Miramar-Quixayá, Pampojilá-Peña Flor y Santo Tomás Pachuj) de la Reserva de Usos Múltiples de la Cuenca del Lago de Atitlán –RUMCLA-*. Tesis de Licenciatura no publicada. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Estrada, A. (2008). *Fragmentación de la selva y agroecosistemas como reservorios de conservación de la fauna silvestre en los Tuxtles, México*. En: Harvey, C. Sáenz, J (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- FAO. (2005). Agricultura y desarrollo rural sostenibles (ADRS) y buenas prácticas agrícolas (BPA). Recuperado de:

<http://www.fao.org/docrep/meeting/009/j4236s/j4236s00.htm>

FAO. (2008). *Good Agricultural Practices*. Recuperado de:

<http://www.fao.org/prods/gap/>

García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*. 20 (2): 1-10.

García, R. (2002). *Biología de la Conservación: conceptos y prácticas*. Costa Rica: INBio. 168pp.

Gliessman, S. Rosado-May, F. Guadarrama-Zugasti, C. Jedlicka, J. Cohn, A. Mendez, V. Cohen, R. Trujillo, L. Bacon, C. Jaffe, R. (2007). Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. *Ecosistemas*. 16 (1): 13-23.

González-Oreja, J. de la Fuente-Díaz-Ordaz, A. Hernández-Santín, L. Buzo-Franco, D. Bonache-Regidor, C. (2010). Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation*. 33(1): 31–45.

Gotelli, N. (1991). Metapopulation models: the rescue effect, the propagule rain, and the core-satellite hypothesis. *Am. Nat.* 138(3): 768-776.

Gutiérrez, D. (2002). Metapoblaciones: un pilar básico en biología de conservación. *Ecosistemas*. 11(3).

Harvey, C. Guindon, C. Haber, W. Hamilton, D. Murray, K. (2008a). La importancia de los fragmentos de bosque, los árboles dispersos y las cortinas rompevientos para la biodiversidad local y regional: el caso de Monteverde, Costa Rica. En: Harvey, C. Sáenz, J (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en*

paisajes fragmentados de Mesoamérica. Costa Rica: INBio. 620 pp.

Harvey, C. Komar, O. Chazdon, R. Ferguson, B. Finegan, B. Griffith, D. Martínez-Ramos, M. Morales, H. Nigh, R. Soto-Pinto, L. Van M. Wishnie, M. (2008b). Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*. 22(1): 8–15.

Harvey, C. Sáenz, J. Montero, J. (2008c). Conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados y rurales de Mesoamérica ¿Qué hemos aprendido y que nos falta conocer? En: Harvey, C. Sáenz, J (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.

Horner-Devine, M. Daily, G. Ehrlich, P. Boggs, C. (2003). Countryside biogeography of tropical butterflies. *Conservation Biology*. 17(1): 168-177.

-INSIVUMEH- Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología. (2003). *Átlas Climatológico*. Recuperado de: http://www.insivumeh.gob.gt/hidrologia/ATLAS_HIDROMETEOROLOGICO/Atlas_Clima.htm

Izquierdo, J. Rodríguez, M. Durán, M. (2007). *Manual “Buenas Prácticas Agrícolas para la Agricultura Familiar”*. Colombia: FAO.

Jiménez-Valverde, A. Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8: 151-161.

Kindt, R. Coe, R. (2005). Tree diversity analysis. *A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi:

World Agroforestry Centre (ICRAF).

Komárek, J. Zapomelová, E. Smarda, J. Kopecky, J. Rejmánková, E. Woodhouse, J. Neilan, B. Komárková, J. (2013). Polyphasic evaluation of *Limnoraphis robusta*, a water-bloom forming cyanobacterium from Lake Atitlán, Guatemala, with a description of *Limnoraphis* gen. nov. *Fottea*, Olomouc, 13(1): 39–52.

Legendre P. Legendre, L. (2003). *Numerical ecology*. 2da ed. Amsterdam: ELSEVIER. 867 pp.

MAGA-UPIE-BID. (2001). *Mapa Fisiográfico-Geomorfológico de la República de Guatemala, a escala 1:250,000 -Memoria Técnica-*. Guatemala: MAGA.

MAGA-DIGEGR-IGAC. (2013a). *Estudio semidetallado de los suelos del departamento de Sololá, Guatemala: volumen I*. Ed. Don Quijote, S.A. 756 pp.

MAGA-DIGEGR-IGAC. (2013b). *Estudio semidetallado de los suelos del departamento de Sololá, Guatemala: volumen II*. Ed. Don Quijote, S.A. 269 pp.

Mac Arthur, R. Wilson, R. (1967). *The theory of island biogeography*. New Jersey: Princetone University. 203 pp.

MARN. (2012). *Informe Ambiental del Estado*. Guatemala: Serviprensa. 374 pp.

May, R. McLean, A. (2007). *Theoretical ecology principles and applications*. Nueva York: Oxford. 268 pp.

Mendoza, J. Jiménez, E. Lozano-Zambrano, F. Caycedo-Rosales, P. Renjifo, L. (2008). Identificación de elementos del paisaje prioritarios para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales de los Andes Centrales de Colombia. En:

- Harvey, C. Sáenz, J (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación -MAGA-. (2006). *Ortofotos de la República de Guatemala 2006, Versión 1.1.1*. Guatemala: MAGA.
- Morales, H. Ferguson, B. y García-Barrios, L. (2008). *Agricultura: la cenicienta de la conservación en Mesoamericana*. En: Harvey, C. Sáenz, J (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: GORFI, S.A. 85 pp.
- Ochoa, W. Alcántara, W. Guzmán, N. (2009). *Caracterización de la Subcuenca del Rio Panajachel o San Francisco, cuenca del lago de Atitlán, Sololá*. Informe final no publicado. Guatemala: DIGI. 133 pp.
- Ochoa, S. (2008). Una perspectiva de paisaje en el manejo del corredor biológico mesoamericano. En Harvey, C. Sáenz, J. (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados en Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- PNUD. (2008). *Manual sobre los Objetivos de Desarrollo del Milenio con enfoque de Derechos Humanos*. Guatemala. 250 pp.
- Pugnaire, F. (2006). La crisis global de la biodiversidad. *Ecosistemas*. 15(2): 1-2.
- Ranganathan, J. Daly, G. (2008). La biogeografía del paisaje rural: oportunidades de conservación para paisajes de Mesoamérica manejados por humanos. En

- Harvey, C. Sáenz, J. (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados en Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- Rengalakshmi, R. (2010). Characteristics, current relevance and retention of traditional knowledge in agriculture. En: Subramanian, S. Pisupati, B. (eds.). *Traditional knowledge in policy and practice: approaches to development and human well-being*. Nueva York: United Nations University. 402 pp.
- Rivera, I. Foster, G. (1977). El uso de artrópodos como indicadores terrestres. *Bol. S.E.A.* 20: 265-276.
- Robles, M. (2006). Objetivos de desarrollo del Milenio. *Humanismo y Trabajo Social*. 5: 93-101.
- Roy, M. Harding, K. Holt, R. (2008). Generalizing Levins metapopulation model in explicit space: models of intermediate complexity. *Journal of Theoretical Biology*. 255: 152-161.
- Subramanian, S. (2010). Traditional knowledge and biodiversity: Can the co-evolution of natural and social systems continue? En: Subramanian, S. Pisupati, B. (eds.). *Traditional knowledge in policy and practice: approaches to development and human well-being*. Nueva York: United Nations University. 402 pp.
- Toledo, V. Barrera-Bassols, N. (2008). *La memoria biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales*. España: Icaria. 230 pp.
- Vandermeer, J. (2011). *The ecology of agroecosystems*. Estados Unidos: Jones and Bartlett Publishers. 403 pp.
- Vandermeer, J. Perfecto, I. Philpott, S. Chappell, M. (2008). Reenfocando la

- conservación en el paisaje: la importancia de la matriz. En Harvey, C. Sáenz, J. (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados en Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- Vílchez-Mendoza, S. Harvey, C. Sánchez-Merlo, D. Medina, A. Hernández, B. Taylor, R. (2008). Diversidad y conservación de aves en un agropaisaje de Nicaragua. En Harvey, C. Sáenz, J. (eds.). *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados en Mesoamérica*. Costa Rica: INBio. 620 pp.
- Wardle, D. (2005). How plant communities influence decomposer communities. 119-138 pp. En: Bardgett, R. Usher, M. Hopkins, D. (eds.). *Biological Diversity and function in soils*. Nueva York: Cambridge.
- Wilson, E. (1988). The current state of biological diversity. En: Wilson, E. (ed.). *Biodiversity*. Washington: Biodiversity. National Academy Press. 521 pp.
- Wiedenhofer H. 2013. *Pruebas no paramétricas para las ciencias agropecuarias. Muestras pequeñas*. 2 ed. rev y amp. Maracay, VE, Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas. 261 p.

12. ANEXOS

12.1 Anexo 1: lista de especies de plantas identificadas en la localidad de Palestina.

Lista de especies de plantas identificadas en la localidad de Palestina en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Familia	Especie	Bosque	Cafetal	Milpa
1	Amaryllidaceae	<i>Habranthus robustus</i>		X	
2	Asparagaceae	<i>Yucca guatemalensis</i>		X	
3	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>		X	X
4	Asteraceae	<i>Conyza canadensis</i>			X
5	Asteraceae	<i>Galinsoga urticaefolia</i>		X	X
6	Asteraceae	<i>Roldana sp.</i>	X		
7	Asteraceae	<i>Senecio sp.</i>	X		
8	Asteraceae	<i>Spilanthes oppositifolia</i>	X	X	X
9	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>		X	X
10	Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	X	X	X
11	Cannaceae	<i>Canna tuerckheimii</i>	X		
12	Commelinaceae	<i>Tradescantia guatemalensis</i>		X	X
13	Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i>		X	
14	Cucurbitaceae	<i>Cucurbita sp.</i>		X	
15	Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i>	X	X	
16	Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i>	X		
17	Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium caudatum</i>			X
18	Fabaceae	<i>Inga spuria</i>		X	
19	Lauraceae	<i>Litsea glaucescens</i>	X		
20	Lauraceae	<i>Persea americana</i>	X	X	
21	Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i>	X		
22	Malvaceae	<i>Triumfetta bogotensis</i>	X		
23	Melastomataceae	<i>Miconia sp.</i>	X		
24	Meliaceae	<i>Cedrela sp.</i>		X	
25	Oxalidaceae	<i>Oxalis latifolia</i>		X	
26	Oxalidaceae	<i>Oxalis tetraphylla</i>		X	X
27	Passifloraceae	<i>Passiflora sp.</i>		X	
28	Piperaceae	<i>Piper scabrum</i>	X		
29	Poaceae	<i>Panicum sp.</i>		X	
30	Poaceae	<i>Zea mays</i>			X
31	Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i>		X	X
32	Polypodiaceae	<i>Pecluma alfredii</i>	X		

33	Polypodiaceae	<i>Pleopeltis angusta</i>		X	
34	Polypodiaceae	<i>Polypodium furfuraceum</i>		X	
35	Pteridaceae	<i>Pteris orizabae</i>	X		
36	Pteridaceae	<i>Pteris quadriaurita</i>	X		
37	Rhamnaceae	<i>Rhamnus sp.</i>	X		
38	Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>		X	
39	Rosaceae	<i>Prunus persica</i>		X	
40	Rosaceae	<i>Rubus rosaefolius</i>	X		
41	Rubiaceae	<i>Borreria laevis</i>	X	X	
42	Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>		X	
43	Rutaceae	<i>Citrus sp.</i>		X	
44	Solanaceae	<i>Capsicum annuum</i>		X	
45	Solanaceae	<i>Capsicum pubescens</i>		X	
46	Solanaceae	<i>Cestrum sp.</i>	X		
47	Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>		X	
48	Solanaceae	<i>Solanum lanceolatum</i>	X	X	
49	Urticaceae	<i>Urera caracasana</i>	X		
50	Verbenaceae	<i>Lantana sp.</i>	X		
Total			23	30	11

12.2 Anexo 2: lista de especies de plantas identificadas en la localidad de San Pedro/San Juan.

Lista de especies de plantas identificadas en la localidad de San Pedro/San Juan en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Familia	Especie	Bosque	Cafetal	Milpa
1	Araceae	<i>Monstera sp.</i>	X		
2	Araceae	<i>Philodendron sp.</i>	X		
3	Araliaceae	<i>Oreopanax xalapensis</i>	X		
4	Asparagaceae	<i>Smilacina flexuosa</i>	X		
5	Aspleniaceae	<i>Asplenium miradoreense</i>	X		
6	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>		X	X
7	Asteraceae	<i>Conyza canadensis</i>		X	
8	Asteraceae	<i>Critonia morifolia</i>		X	
9	Asteraceae	<i>Erechtites valerianifolius</i>		X	
10	Asteraceae	<i>Galinsoga urticaefolia</i>		X	X

11	Asteraceae	<i>Melampodium paniculatum</i>		X	X
12	Asteraceae	<i>Vernonia sp.</i>		X	
13	Betulaceae	<i>Alnus acuminata</i>	X		
14	Betulaceae	<i>Carpinus caroliniana</i>	X		
15	Blechnaceae	<i>Blechnum appendiculatum</i>	X	X	
16	Commelinaceae	<i>Tradescantia guatemalensis</i>		X	X
17	Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i>		X	
18	Cupressaceae	<i>Cupressus lusitanica</i>	X		
19	Cyperaceae	<i>Cyperus sp.</i>		X	
20	Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium caudatum</i>	X		X
21	Fabaceae	<i>Inga spuria</i>		X	
22	Fabaceae	<i>Phaseolus sp.</i>		X	X
23	Fagaceae	<i>Quercus acatenangensis</i>	X		
24	Lauraceae	<i>Lauraceae</i>	X		
25	Lauraceae	<i>Persea americana</i>		X	X
26	Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i>	X		
27	Onagraceae	<i>Oenothera rosea</i>		X	
28	Oxalidaceae	<i>Oxalis corniculata</i>		X	X
29	Oxalidaceae	<i>Oxalis latifolia</i>		X	X
30	Oxalidaceae	<i>Oxalis tetraphylla</i>		X	
31	Poaceae	<i>Lasiacis sp.</i>	X		
32	Poaceae	<i>Panicum sp.</i>		X	X
33	Poaceae	<i>Zea mays</i>			X
34	Polypodiaceae	<i>Pleopeltis angusta</i>		X	X
35	Polypodiaceae	<i>Polypodium furfuraceum</i>		X	
36	Polypodiaceae	<i>Polypodium sanctae-rosae</i>		X	
37	Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i>		X	
38	Pteridaceae	<i>Adiantum andicola</i>	X		
39	Rhamnaceae	<i>Rhamnus sp.</i>	X		
40	Rosaceae	<i>Prunus sp.</i>	X		
41	Rubiaceae	<i>Borreria laevis</i>		X	X
42	Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>		X	
43	Rubiaceae	<i>Psychotria sp.</i>	X		
44	Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>		X	X
45	Solanaceae	<i>Solanum appendiculatum</i>	X		
46	Solanaceae	<i>Solanum lanceolatum</i>		X	
47	Solanaceae	<i>Solanum sp.</i>		X	
48	Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>	X	X	
49	Violaceae	<i>Hybanthus attenuatus</i>		X	
		Total	20	30	14

12.3 Anexo 3: lista de especies de plantas identificadas en la localidad de Xequistalín.

Lista de especies de plantas identificadas en la localidad de Xequistalín en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Familia	Especie	Bosque	Cafetal	Milpa
1	Amaranthaceae	<i>Amaranthus hybridus</i>			X
2	Amaranthaceae	<i>Chenopodium ambrosioides</i>			X
3	Amaranthaceae	<i>Iresine sp.</i>			X
4	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>		X	
5	Asteraceae	<i>Critonia morifolia</i>	X		
6	Asteraceae	<i>Dahlia imperialis</i>	X		
7	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>			X
8	Asteraceae	<i>Tithonia diversifolia</i>	X		X
9	Asteraceae	<i>Verbesina sp.</i>		X	
10	Asteraceae	<i>Vernonia sp.</i>	X	X	
11	Begoniaceae	<i>Begonia sp.</i>		X	
12	Commelinaceae	<i>Tradescantia guatemalensis</i>		X	X
13	Convolvulaceae	<i>Ipomoea sp.</i>	X		
14	Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i>		X	
15	Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i>			X
16	Cyperaceae	<i>Cyperus sp.</i>			X
17	Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>		X	
18	Fabaceae	<i>Inga spuria</i>	X		
19	Fabaceae	<i>Leucaena diversifolia</i>	X		
20	Fabaceae	<i>Lonchocarpus acuminatus</i>	X		
21	Fabaceae	<i>Senna multiglandulosa</i>			X
22	Lamiaceae	<i>Cunila polyantha</i>	X		
23	Lamiaceae	<i>Salvia sp.</i>			X
24	Malvaceae	<i>Heliocarpus donnellsmithii</i>	X		
25	Malvaceae	<i>Sida sp.</i>			X
26	Malvaceae	<i>Triumfetta bogotensis</i>	X		
27	Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	X		
28	Nyctaginaceae	<i>Mirabilis violacea</i>		X	
29	Oxalidaceae	<i>Oxalis tetraphylla</i>		X	
30	Poaceae	<i>Panicum sp.</i>	X	X	X
31	Poaceae	<i>Zea mays</i>			X
32	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i>			X
33	Portulacaceae	<i>Talinum paniculatum</i>		X	

34	Rhamnaceae	<i>Rhamnus sp.</i>	X		
35	Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i>		X	
36	Rutaceae	<i>Casimiroa edulis</i>	X		
37	Solanaceae	<i>Solanum appendiculatum</i>	X		
38	Solanaceae	<i>Solanum atitlanum</i>	X	X	
39	Solanaceae	<i>Solanum lanceolatum</i>	X		
40	Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>	X		
41	Urticaceae	<i>Urera caracasana</i>	X		
42	Verbenaceae	<i>Priva sp.</i>		X	
Total			20	14	14

12.4 Anexo 4: lista de familias de macroinvertebrados identificados en Palestina.

Lista de familias de macroinvertebrados identificados en la localidad de Palestina en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Familia	Bosque	Cafetal	Milpa
1	Acaridae	17	7	2
2	Anthomyiidae	1		
3	Aphididae		1	1
4	Apidae	1	2	12
5	Bibionidae			1
6	Blattellidae			1
7	Blattidae			1
8	Braconidae	1		
9	Carabidae	8	7	13
10	Ceratopogonidae		2	
11	Chelodesmidae	8	1	2
12	Chloropidae	1		
13	Cicadellidae			1
14	Curculionidae	2	2	1
15	Curtonotidae	1	1	
16	Cydnidae	1	2	
17	Dictynidae			1
18	Dixidae		1	
19	Elateridae	1		

20	Enicocephalidae	10		
21	Figitidae	1		
22	Formicidae	52	9	52
23	Gryllidae			1
24	Henicopidae			1
25	Isotomidae	7		1
26	Lep2			1
27	Linyphiidae			1
28	Linyphiidae			1
29	Lycosidae	4	8	14
30	Macrochelidae			2
31	Macronyssidae	1		
32	Macroveliidae			1
33	Manaosbiidae			1
34	Nesticidae	6	1	
35	Nitidulidae	43	22	7
36	Philodromidae			1
37	Phoridae	2	1	
38	Prodidomidae			1
39	Psilidae			2
40	Psychodidae	1		
41	Reduviidae	1		
42	Rhachodesmidae	2		
43	Scarabaeidae	9	3	3
44	Sciaridae	5		9
45	Scirtidae			1
46	Sclerosomatidae	5	20	6
47	Scutigeridae	1		
48	Sminthuridae	3		1
49	Sphaeroceridae	3		
50	Staphylinidae	19	4	1
51	Stenopelmatidae	4	1	
52	Tenebrionidae	3		2
53	Theridiidae	4		
54	Thomisidae		1	
55	Trombidiidae	1	1	
56	Vespidae		1	
	Total	34	22	33

12.5 Anexo 5: lista de familias de macroinvertebrados identificados en San Juan/San Pedro.

Lista de familias de macroinvertebrados identificados en la localidad de San Juan/San Pedro en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Familia	Bosque	Cafetal	Milpa
1	Acaridae			32
2	Agyrtidae	3	1	
3	Anobiidae	2		
4	Anostomatidae			1
5	Anthicidae			3
6	Anthomyiidae		1	
7	Aphididae	2		
8	Apidae	1	3	2
9	Aradidae			1
10	Artematopodidae			1
11	Asteiidae		1	
12	Bethylidae	1		
13	Blattellidae		28	
14	Blattidae		2	
15	Bombyliidae		2	1
16	Brachypsectridae	1		
17	Braconidae	3		
18	Caponiidae	1		
19	Carabidae	3	16	5
20	Ceraphronidae	2		
21	Ceratopogonidae	1		
22	Chelodesmidae	12	3	14
23	Chloropidae			3
24	Chrysomelidae			2
25	Cosmetidae	4	2	
26	Cryptodesmidae	31		8
27	Curculionidae	2	1	3
28	Curtonotidae		2	
29	Cybaeidae			1
30	Cydnidae	1	3	
31	Delphacidae		1	
32	Diapriidae	7	3	
33	Drosophilidae		1	

34	Empididae		1	
35	Endomychidae		1	
36	Enicocephalidae	14		1
37	Entomobryidae	1	9	1
38	Eumastacidae	1		
39	Figitidae	1	1	
40	Forficulidae	1	1	
41	Formicidae	19	26	10
42	Gonyleptidae	1	1	
43	Gryllacrididae		2	
44	Henicopidae	1		
45	Hypogastruridae	2		
46	Ichneumonidae	1		
47	Iso1	1		
48	Isotomidae	16	12	1
49	Leiodidae	1	1	2
50	Lep1			1
51	Linyphiidae		2	
52	Lycosidae		12	55
53	Lygaeidae			5
54	Macrochelidae	10		
55	Macroveliidae	2	1	1
56	Melyridae	1	2	1
57	Mimetidae		1	
58	Nesticidae	2	9	
59	Nitidulidae	20	9	2
60	Orsodacnidae			1
61	Oxyopidae		1	
62	Phoridae	3		
63	Phoridae	6	1	
64	Pimoidae		2	
65	Platyrrhacidae	43		
66	Psc3	1		
67	Psilidae		3	
68	Rhachodesmidae	5	1	
69	Rhaphidophoridae	2		2
70	Rhinocricidae		2	
71	Scarabaeidae	20	6	1
72	Scirtidae	1		1
73	Sclerosomatidae	115	24	29
74	Scutigeridae		1	

75	Sminthuridae	3		
76	Sphaeroceridae	1		
77	Staphylinidae	44	13	6
78	Stenopelmatidae		1	
79	Tenebrionidae		1	
80	Tenebrionidae	1		
81	Tengellidae		1	
82	Tetragnathidae		2	
83	Theridiidae	1	17	1
	Total	48	48	32

12.6 Anexo 6: lista de familias de macroinvertebrados identificados en Xequistalín.

Lista de familias de macroinvertebrados identificados en la localidad de Xequistalín en el estudio de evaluación del potencial de los agroecosistemas como reservorios de biodiversidad de macroinvertebrados del suelo, Guatemala.

	Familia	Bosque	Cafetal	Milpa
1	Acaridae	2	2	10
2	Anobiidae	2		
3	Anthomyiidae	51	2	
4	Apidae	1	3	4
5	Blattellidae	7	11	
6	Blattidae		11	
7	Braconidae	1		
8	Caponiidae	1		
9	Carabidae	14	3	12
10	Cecidomyiidae			1
11	Ceraphronidae	1	1	
12	Cerylonidae		5	1
13	Chelodesmidae	3	2	
14	Chloropidae	1	9	5
15	Chrysomelidae			1
16	Cicadellidae		1	2
17	Corylophidae			1
18	Cosmetidae	6	1	
19	Curtonotidae	16	3	1

20	Cydnidae	1	1	
21	Delphacidae	1		
22	Diapriidae	2		
23	Drosophilidae	1	3	3
24	Encyrtidae	3		
25	Entomobryidae	2	5	1
26	Eumastacidae			1
27	Figitidae		1	
28	Formicidae	470	282	566
29	Heleomyzidae	1		
30	Ichneumonidae			1
31	Isotomidae	8	8	
32	Jul1		3	
33	Leiodidae	1		
34	Liopteridae	2		
35	Lycosidae	2	1	4
36	Lygaeidae			2
37	Macrochelidae	2		
38	Macroveliidae	2	5	2
39	Miridae		1	1
40	Mycetophilidae	1	1	
41	Nesticidae	1	2	
42	Nitidulidae	14	29	8
43	Phoridae		3	
44	Phoridae	9	1	
45	Pimoidae	2		1
46	Pipunculidae	1		
47	Plectreuridae			1
48	Psc1		1	
49	Psc2	1		
50	Psilidae	50	1	3
51	Pteromalidae			1
52	Salticidae			2
53	Scarabaeidae		3	15
54	Sciaridae	2		1
55	Scirtidae	2		
56	Sclerosomatidae	57	16	2
57	Scutelleridae	1		
58	Scydmaenidae		1	
59	Sminthuridae	7		2
60	sp1	1		

61	Sparassidae			3
62	Sphaeroceridae	2		
63	Staphylinidae	24	9	8
64	Tachinidae	3	6	1
65	Tenebrionidae		1	
66	Tengellidae			1
67	Tephrididae	1		
68	Tetragnathidae		2	
69	Tetrigidae		3	4
70	Tiphiidae		1	
71	Vespidae	1		2
	Total	46	39	35

12.7 Anexo 7: Fotografías de macroinvertebrados del suelo identificados en el estudio.



Fotografía 1: familia Acaridae



Fotografía 2: familia Acaridae



Fotografía 3: familia Macrochelidae



Fotografía 4: familia Sclerosomatidae



Fotografía 5: familia Trombidiidae



Fotografía 6: familia Carabidae



Fotografía 7: familia Chrysomelidae



Fotografía 8: familia Nitidulidae



Fotografía 9: familia Bibionidae



Fotografía 10: familia Empididae



Fotografía 11: familia Sciaridae



Fotografía 12: familia Formicidae



Fotografía 13: familia Ichneumonidae



Fotografía 14: familia Stenopelmatidae