



El Colegio de la Frontera Sur

**Estudio comparativo de la macrofauna edáfica
en huertos caseros y plantaciones
monoespecíficas de cedro (*Cedrela odorata* L.) en
Tikinmul, Campeche**

TESIS

Presentada como requisito parcial para optar por el grado de
Doctorado en Ciencias en Ecología y Desarrollo sustentable

por

Cristina Isabel Chanatásig Vaca

2014

INDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN

| | |
|---|-----------|
| CAPITULO 1 | 11 |
| INTRODUCCION | 11 |
| 1.1. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA..... | 11 |
| 1.2. JUSTIFICACIÓN | 16 |
| 1.3. OBJETIVOS..... | 18 |
| 1.3.1. OBJETIVO GENERAL | 18 |
| 1.3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 18 |
| 1.4. HIPÓTESIS..... | 19 |
| 1.5 REVISIÓN DE LITERATURA | 20 |
| 1.5.1. LOS ORGANISMOS DEL SUELO..... | 20 |
| 1.5.1.1. CLASIFICACIÓN DE LOS ORGANISMOS DEL SUELO..... | 20 |
| 1.5.1.1.1. CLASIFICACIÓN POR SU TAMAÑO..... | 20 |
| 1.5.1.1.2. CLASIFICACIÓN ECOLÓGICA Y FUNCIONAL DE LOS ORGANISMOS DEL SUELO POR SUS PATRONES DE RESPIRACIÓN..... | 21 |
| 1.5.1.1.3. MACROINVERTEBRADOS DEL SUELO | 24 |
| 1.5.1.1.3.1. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS DEL SUELO | 25 |
| 1.5.1.2. RELACIÓN ENTRE LOS MACROINVERTEBRADOS DEL SUELO, EL SUELO Y LAS PLANTAS DE LOS AGROECOSISTEMAS | 30 |
| 1.5.1.2.1. IMPACTO DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN EL SUELO | 30 |
| 1.5.1.2.1.1. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO | 30 |
| 1.5.1.2.1.2. EFECTO SOBRE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO | 31 |
| 1.5.1.2.1.3. EFECTO SOBRE LA BIOTA DEL SUELO | 32 |
| 1.5.1.2.2. DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS EN SISTEMAS AGRÍCOLAS | 33 |
| 1.5.1.2.3. MACROINVERTEBRADOS DEL SUELO COMO INDICADORES DE LA CALIDAD DEL SUELO EN SISTEMAS AGRÍCOLAS..... | 34 |
| 1.5.2. SUELO | 34 |
| 1.5.2.1. FERTILIDAD | 34 |
| 1.5.2.2. MANEJO DEL SUELO..... | 35 |
| 1.5.2.2.1. CARACTERÍSTICAS DEL MANEJO DEL SUELO | 35 |
| 1.5.2.2.2. TIPOS DE SISTEMAS AGRÍCOLAS | 36 |
| 1.5.2.2.3. IMPACTO DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y USO DEL SUELO EN LA MACROFAUNA | 42 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS | 44 |
| CAPITULO 2 | 59 |
| ARTÍCULO PUBLICADO EN ACTA ZOOLOGICA MEXICANA (N.S.) (2011) | 59 |
| EFFECTO DEL USO DE SUELO EN LAS HORMIGAS (FORMICIDAE: HYMENOPTERA) DE TIKINMUL, CAMPECHE, MEXICO | 59 |
| RESUMEN | 60 |
| ABSTRACT | 60 |
| INTRODUCCION | 61 |
| MATERIALES Y METODOS | 63 |
| RESULTADOS | 66 |
| DISCUSIÓN | 81 |
| CONCLUSIONES | 86 |
| AGRADECIMIENTOS..... | 87 |
| LITERATURA CITADA..... | 88 |
| CAPITULO 3 | 99 |
| ARTÍCULO SOMETIDO EN LA REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD | 99 |
| EFFECTO DEL MANEJO AGRÍCOLA SOBRE LOS MACROINVERTEBRADOS DEL SUELO EN CULTIVOS MONOESPECIFICOS DE CEDRO Y HUERTOS CASEROS EN TIKINMUL, CAMPECHE, MÉXICO..... | 99 |

| | |
|-------------------------------------|------------|
| INTRODUCCIÓN..... | 101 |
| MATERIALES Y MÉTODOS..... | 103 |
| RESULTADOS | 107 |
| DISCUSIÓN..... | 113 |
| CONCLUSIONES..... | 121 |
| LITERATURA CITADA..... | 122 |
| CAPITULO 4 | 140 |
| DISCUSION GENERAL..... | 140 |
| CAPITULO 5 | 154 |
| CONCLUSIONES GENERALES | 154 |
| ANEXOS..... | 156 |

DEDICATORIA

Con todo mi amor dedico el presente trabajo a mis padres, María de Lourdes Vaca y José Vicente Chanatásig; y a mi amado esposo, Benito Dzib Castillo.

A la memoria de José Elías Chanatásig mi querido tío.

AGRADECIMIENTOS

Un doctorado no es un proyecto individual, no es posible realizarlo sin el apoyo académico, institucional y de la familia, por lo que al concluir esta etapa quiero dar las gracias a todos quienes de una o de otra manera han hecho posible que esto suceda.

De manera especial agradezco a la Dra. Esperanza Huerta Lwanga por haber aceptado el reto de guiar este trabajo y haber compartido sus conocimientos y junto a ella a todos y cada uno de los miembros de mi Comité Tutorial, al Dr. Jorge Mendoza Vega, al Dr. Alejandro Morón Ríos, al Dr. Hans van der Wal, quienes con sus valiosos aportes enriquecieron esta investigación.

El apoyo del personal del laboratorio de suelos de la unidad Villahermosa fue invaluable, por lo que también les hago extensivo mi agradecimiento.

Agradezco de igual manera al personal administrativo de ECOSUR, a Malenita Martínez, Yamile Castillo, Lorena Reyes y todos quienes siempre tuvieron amplia disposición para apoyarme en la búsqueda de información y todas las gestiones relacionadas con el doctorado.

A Benito Dzib Castillo, mi amigo, mi esposo, mi vida, mi compañero de todas las buenas y malas, gracias por toda su contribución a este proyecto, por no dejar que lo abandone y ante todo por ser parte de mi proyecto de vida.

Un agradecimiento especial a mis padres, José Vicente y María de Lourdes, quienes con su ejemplo y amor han sido siempre mi guía y mi apoyo, a mis hermanos Patricio, Esteban y Marco, a sus esposas, a mis sobrinos y a todos los miembros de

mi familia que siempre, aún en la distancia me han acompañado y han sido parte importante de mis logros.

Toda mi gratitud para ECOSUR y CONACYT, por haber confiado en mí y haberme brindado el apoyo institucional y económico para iniciar y concluir esta etapa académica que seguramente se reflejará en mi vida profesional y personal. Espero tener la oportunidad de devolver su apoyo con trabajo en beneficio del estado y del país.

RESUMEN GENERAL

Los macroinvertebrados participan activamente en las interacciones que se desarrollan en el suelo entre los procesos físicos, químicos y biológicos, por lo que juegan un papel importante en la determinación de sus propiedades y por ende en la calidad de los servicios ambientales que proveen los agroecosistemas terrestres a la humanidad. Cada grupo de macroinvertebrados cumple una función específica en el ecosistema suelo, por lo que la alteración en la diversidad y abundancia de algún grupo taxonómico o funcional provoca cambios y/o desequilibrios en los procesos que se llevan a cabo en el suelo. Los ingenieros del ecosistema (lombrices, hormigas y termitas) constituyen un grupo funcional, que influyen de manera importante el suelo, influenciando los procesos biogeoquímicos que a su vez afectan a otros organismos y procesos del ecosistema.

Al igual que en el resto del mundo, en la Península de Yucatán, las formas ancestrales de cultivar el suelo han ido cambiando paulatinamente para dar paso a nuevas técnicas agrícolas desarrolladas para satisfacer un creciente consumo humano de bienes y alimentos, dando como resultado cultivos con alto uso de insumos externos como agroquímicos y baja diversidad vegetal como los monocultivos; a pesar de lo anterior, los descendientes de la cultura maya, mantienen algunas formas ancestrales de cultivo, como los huertos caseros, que constituyen sistemas diversos de vegetación caracterizados por el bajo uso de insumos externos y bajo nivel de laboreo, en donde los organismos del suelo pueden encontrar mejores condiciones para su desarrollo que a la vez les permitan contribuir con la fertilidad del suelo.

Con el objetivo de evaluar la influencia del manejo agrícola, sobre las características físico-químicas del suelo; así como sobre la composición y abundancia de macroinvertebrados del suelo. Se realizó el presente estudio en el poblado de Tikinmul, perteneciente al municipio de Campeche, México, donde los campesinos aplican prácticas de manejo con diferente intensidad, dependiendo del sistema agrícola de sus parcelas: huertos caseros o cultivos monoespecíficos de cedro (*Cedrela odorata* L.). En donde la gradiente de intensidad está dada por el mayor o menor uso de insumos externos sean estos agroquímicos como fertilizantes, pesticidas y/o herbicidas; riego; herramientas manuales o maquinaria, que mientras más pesada es, implica una mayor intensidad de manejo.

Se evaluaron dos tipos de agroecosistemas: a) plantaciones forestales monoespecíficas de cedro y b) huertos caseros con cedro, con cinco repeticiones por sistema. Se realizaron tres muestreos en campo, uno durante la época de secas (marzo 2008) y 2 al final de la época de lluvia (2006 y 2008). En cada parcela o unidad de muestreo se seleccionaron aleatoriamente cuatro puntos de muestreo o unidades representativas más pequeñas (URP), cada URP constó de un árbol de cedro, de donde se estableció un transecto con 4 monolitos de 25x25x30 cm separados entre sí con 50 cm. De cada monolito se colectaron Macroinvertebrados y muestras de suelo para determinar el carbono orgánico, nitrógeno total, P extractable, el pH, la textura, la capacidad de intercambio catiónico, el porcentaje de humedad y la densidad aparente del suelo. Adicionalmente se realizó una entrevista individual estructurada a los propietarios para obtener información acerca del uso y manejo del suelo. Los datos incluyeron la aplicación de productos químicos como fertilizantes, plaguicidas, herbicidas, y otros métodos agrícolas como el chapeo, la rastra y la aplicación de riego.

Los macroinvertebrados capturados se contaron, pesaron y clasificaron en cinco taxas (Oligoquetos, Himenópteros, Isópteros, Miriápodos, y Coleópteros en estado larvario y adulto) para conocer su abundancia, la que se comparó estadísticamente mediante el análisis no paramétrico de Kruskal Wallis. En el caso de las hormigas también se analizó su diversidad y la estructura poblacional.

Para conocer las relaciones entre variables, en cada uno de los dos tipos de agroecosistemas estudiados se efectuaron análisis multivariados (Canónicos) con los parámetros físico-químicos del suelo, del manejo del suelo y datos de abundancia de los macroinvertebrados del suelo. En virtud de que los análisis multivariados son de naturaleza exploratoria, se determinaron también correlaciones y regresiones lineales (coeficiente de Pearson) para lo cual los datos fueron normalizados previamente con logaritmo natural.

La mayor abundancia de Oligoquetos (23.4 ind.m⁻²) y Miriápodos (24.7 ind.m⁻²) fue encontrada en los huertos caseros; mientras que los Himenópteros (142.7 ind.m⁻²) fueron más abundantes en los monocultivos. Se encontraron un total de 37 morfoespecies de hormigas, de las cuales nueve son exclusivas de cada uno de los dos sistemas, mientras 19 están presentes en ambos. Se observa una similitud (Sörensen) de 60.4% entre sistemas y 68% entre épocas. La subfamilia Myrmicinae con 8 géneros y 17 especies fue la mejor representada en el estudio. *Solenopsis geminata* y *Dorymyrmex* sp. fueron especies dominantes e indicadoras del monocultivo.

Se encontraron relaciones significativas entre la abundancia de Oligoquetos y el contenido de materia orgánica (r 0.62 p=0.02), al igual que con la humedad (r 0.72; p=0.001); mientras los Himenópteros también se correlacionan con la humedad pero

de manera negativa ($r = -0.41$; $p=0.02$), de la misma manera que con el pH ($r = -0.73$; $p=0.001$), el limo ($r = -0.67$; $p=0.004$) y con la materia orgánica ($r = -0.57$; $p=0.002$). En los huertos caseros la correlación entre la arcilla y los Oligoquetos fue significativamente positiva ($r = 0.65$; $p=0.01$), pero negativa con los Himenópteros ($r = -0.57$; $p=0.02$). La arena y los Oligoquetos presentaron una relación significativamente negativa ($r = -0.68$; $p=0.04$), mientras que la correlación de la arena con los Himenópteros y los Isópteros fue significativamente positiva ($r = 0.65$; $p=0.01$, y $r = 0.57$; $p=0.02$ respectivamente). Con el limo tanto los Isópteros como los Himenópteros se correlacionaron de manera negativa ($r = -0.61$; $p=0.01$, y $r = -0.58$; $p=0.02$, respectivamente). Con la densidad aparente y la humedad únicamente los Isópteros presentaron una relación significativa aunque negativa ($r = -0.58$; $p=0.02$ y $r = -0.56$; $p=0.02$ respectivamente). Se observó una relación inversa entre la intensidad del paso de la rastra y el porcentaje de materia orgánica (MO) ($r = -0.93$); mientras esta misma actividad mostró una relación directa con la densidad aparente ($r = 0.71$; $p < 0.05$). No se encontró relación directa de la intensidad de manejo con la riqueza de especies de Himenópteros.

Palabras clave: intensidad de manejo, características físico-químicas del suelo, rastra, chapeo, glifosato.

CAPITULO 1

INTRODUCCION

1.1. Descripción del problema

Desde el inicio del siglo XXI el mundo se encuentra en un inusual tiempo de cambio en todos los aspectos del sistema de producción agrícola. Aunque el comercio de productos agrícolas se ha producido por centurias, el paso al que el mundo está siendo dominado por el comercio se está acelerando substancialmente. Los impactos negativos de este sistema crean una huella ecológica tanto como consecuencia de todos los insumos que utiliza como por la contaminación que producen los altos niveles de agroquímicos (Pimbert *et al.*, 2001).

Ante los cambios producidos en el comercio de productos agrícolas, durante las últimas décadas, los agricultores han adoptado cada vez más sistemas, que se caracterizan por tener un grupo de patrones de cambio de uso de suelo que incrementan la intensidad de laboreo con el objetivo de incrementar la producción agrícola, conocido como intensificación agrícola, que generalmente están asociadas con la especialización en pocos cultivos (monocultivo), un incremento en la mecanización de las prácticas de manejo como la labranza, laboreo o rastra intensiva y un uso generalizado de insumos externos y pesticidas (Guiller *et al*, 1997, Altieri, 1999, Decaens y Jimenez, 2002; Gliessman, 2002;),

El monocultivo es el tipo de producción agrícola con enfoque industrial, donde el trabajo manual se minimiza y se maximiza el uso de insumos con fuerte base tecnológica para incrementar la productividad. La relación del monocultivo con los plaguicidas sintéticos es fuerte, ya que las grandes áreas de cultivo de una sola especie son más susceptibles al ataque de plagas y por tanto requieren la

protección mediante plaguicidas. Los fertilizantes pueden ser aplicados de forma fácil, y uniforme, satisfaciendo los requerimientos esenciales de las plantas. Sin embargo los componentes minerales de los fertilizantes sintéticos pueden ser fácilmente lixiviados, principalmente en sistemas con riego (Gliessman, 2002). Los nutrientes lixiviados que están fuera de la zona radicular de las plantas no pueden ser aprovechados por ellas. Estos nutrientes pueden contribuir a la contaminación del agua en regiones con agricultura intensiva, también pueden provocar la acidificación del suelo. En climas húmedos la lixiviación de algunos nutrientes ocurre inclusive bajo condiciones naturales; sin embargo, las actividades agrícolas pueden incrementar ampliamente las pérdidas por lixiviación (Havlin *et al.*, 1999)

La labranza intensiva caracterizada por el paso de la rastra, ha demostrado tener gran influencia sobre las características físico-químicas del suelo afectando su estructura y la dinámica de la materia orgánica, existiendo una relación inversa entre el número de pases y la presencia de C y N en el suelo (Battigelli, 2000; Fonte *et al.*, 2009; Boguzas *et al.*, 2010). Es probable que la degradación física, o sea la pérdida de la estructura del suelo (por efecto de la erosión, sedimentación, disgregación o compactación) y química del suelo (pérdida de nutrientes para las plantas), esté íntimamente relacionada con la disminución de las poblaciones o la pérdida cuantitativa y/o cualitativa de invertebrados del suelo, en específico macroinvertebrados que regulen el ciclo de la materia orgánica y la producción de estructuras físicas biogénicas (Brown *et al.*, 2001).

La macrofauna del suelo se ve afectada por el uso de agroquímicos, como pesticidas, herbicidas y fertilizantes, que pueden reducir la riqueza de especies, alterar su composición, pero también causar problemas con el comportamiento, el

desarrollo y la reproducción de los macroinvertebrados, que conducen a cambios en la adaptabilidad y resistencia; así como cambios en la estructura demográfica, afectando la abundancia y la estructura de edades de las poblaciones (Rana *et al.*, 2010; Nyawira *et al.*, 2012; Rizo Patrón *et al.*, 2013)

Por otro lado los sistemas de manejo de bajos insumos externos, con bajo uso de sistemas mecanizados, en donde se realizan períodos largos de descanso, rotación de cultivos y existe mayor diversidad vegetal, han mostrado ser más beneficiosos para las poblaciones de macroinvertebrados, debido a que permiten el incremento de materia orgánica y la entrada de nutrimentos (Fragoso *et al.*, 1997; Ouédraogo *et al.*, 2001; Decaens y Jiménez, 2002; Huerta *et al.*, 2006; Ayuke *et al.*, 2011)

Los macroinvertebrados del suelo juegan un papel fundamental en la dinámica de descomposición de la materia orgánica y en la estructura de los suelos a diferentes escalas de tiempo y espacio (Lavelle, 1994). Favorecen el ciclo de nutrimentos a través de procesos de descomposición (especialmente participando como descomponedores de la hojarasca en conjunto con los microorganismos del suelo) y modificación de las propiedades físicas del suelo (de Bruyn y Conacher, 1990; Ekschmitt y Griffiths, 1998; Wolters, 2001; Lavelle *et al.*, 2003; Mathieu *et al.*, 2004), regulan sus propiedades hidráulicas (Parmelee *et al.*, 1998; Lavelle, *et al.*, 2001), aceleran considerablemente la mineralización y a menudo estimulan la producción vegetal mediante la liberación de nutrimentos asimilables (Spain y Okello-Oyola, 1985; Lavelle, *et al.*, 2001).

De manera creciente las investigaciones sugieren que el nivel de regulación interna de las funciones de los agroecosistemas depende ampliamente del nivel de diversidad animal y vegetal presente en estos sistemas. En los agroecosistemas la

biodiversidad desempeña una variedad de servicios ambientales que van más allá de la producción de alimentos e incluye el reciclaje de nutrientes, la regulación del microclima y de los procesos hidrológicos locales, así como la supresión de organismos indeseables y la desintoxicación de químicos nocivos (Altieri, 1999) (Fig. 1)

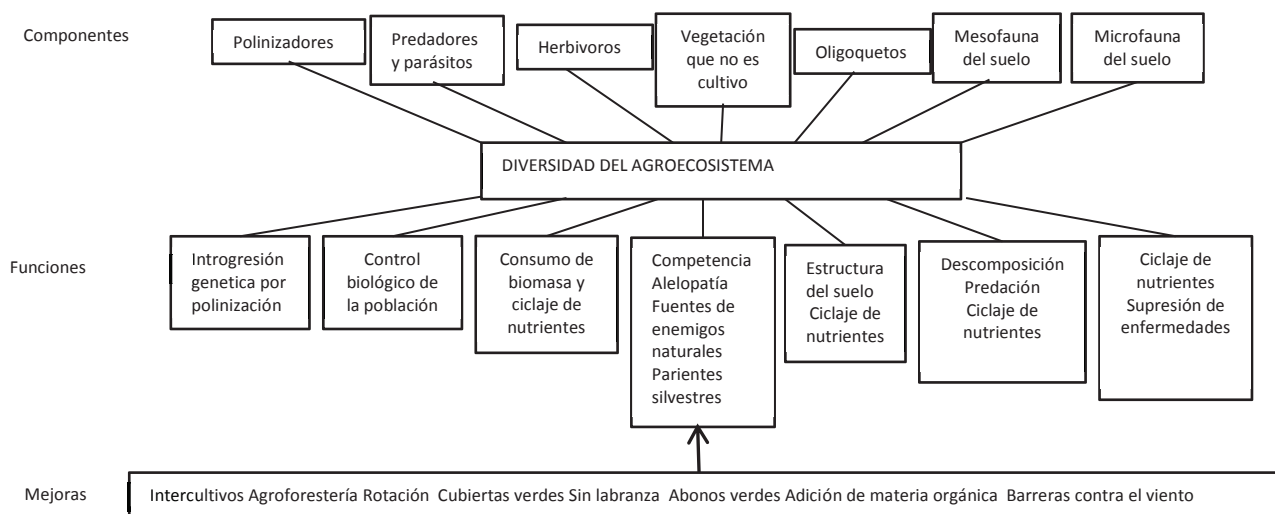


Fig.1. Componentes, funciones y estrategias de la biodiversidad en agroecosistemas (Altieri, 1994)

Como ingenieros del ecosistema (Jones *et al.* 1994) las hormigas pueden influenciar los procesos biogeoquímicos arriba mencionados afectando a otros organismos y procesos del sistema (Gutierrez & Jones, 2006, Huhta, 2007). Estos macroinvertebrados son susceptibles a las actividades humanas que son causa de perturbación del ambiente. Los cambios en el ambiente pueden influir en la diversidad, composición y abundancia de las poblaciones de hormigas (Folgarait 1998). Esta característica sumada a su alta diversidad y abundancia, a la variedad

de nichos que ocupan, a su rápida respuesta a cambios ambientales y a su identificación relativamente fácil, permite a estos macroinvertebrados ser útiles en la evaluación de respuestas bióticas frente a prácticas agrícolas como la fertilización, la fumigación y el arado (Folgarait 1998; Peck *et al.* 1998; Graham *et al.* 2008).

En el siglo pasado, en la Península de Yucatán ocurrieron cambios en el uso de suelo, tendientes a la intensificación agrícola, en su mayoría promovidos por programas de gobierno que concedían créditos agrícolas condicionando el tamaño de las áreas de cultivo a más de 6 ha, situación que condujo al alto uso de insumos en cultivos con fines comerciales como monocultivos (Remmers y De Koeijer, 1992); no obstante los campesinos también mantienen formas tradicionales de manejo como los huertos caseros, que constituyen una asociación íntima de árboles y/o arbustos de uso múltiple con cultivos anuales y perennes, y animales en las parcelas de hogares individuales, donde la mano de obra es familiar (Nair, 1993). Por lo tanto es un sistema de bajo uso de insumos externos, que aprovecha sus mismos recursos como la hojarasca y los residuos caseros para mejorar la fertilidad del suelo, por lo que pueden constituir sistemas agrícolas benéficos para las poblaciones de la macrofauna del suelo, a la vez que se presentan como sistemas fértiles y productivos que brindan diferentes servicios ambientales y de seguridad alimentaria a quienes los trabajan (Montagnini, 2006).

En el ejido de Tikinmul, ubicado en la Península de Yucatán, en el estado de Campeche, México, sus pobladores, en su mayoría de ascendencia maya, mantienen formas tradicionales de manejo agrícola, como el huerto casero, pero a su vez practican formas de producción más intensivas que requiere de mayores insumos externos, para producción comercial como las plantaciones

monoespecíficos de cedro, una especie maderable. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto del manejo agrícola sobre las características físico-químicas del suelo y las poblaciones de macroinvertebrados del suelo en sistemas con una alta intensificación agrícola como es el monocultivo de cedro, donde se utiliza la labranza y fertilización química, frente a sistemas con baja intensificación agrícola, es decir con cero labranza y baja fertilización química, como es el huerto casero.

1.2. Justificación

En el ejido de Tikinmul, ubicado a 30 km al este de la ciudad de San Francisco de Campeche, sus pobladores, en su mayoría de ascendencia maya, mantienen formas tradicionales de manejo agrícola, como el huerto casero, pero a su vez practican una agricultura más intensiva para producción comercial como los cultivos monoespecíficos de cedro (*C. odorata*), una especie maderable; por lo que, este poblado presenta las características necesarias para realizar un estudio comparativo de la macrofauna edáfica en dos sistemas con diferente intensidad de manejo agrícola, entendiéndose como incremento en la intensidad, el uso más frecuente de insumos externos, o el incremento en la frecuencia del laboreo o su mecanización.

A nivel global es reconocida la importancia de la macrofauna del suelo, en los agroecosistemas, donde cumplen funciones importantes en los procesos relacionados con los ciclos de nutrientes y la modificación de características físicas del suelo, que influyen en la fertilidad del mismo. Por este motivo, en los últimos años se han realizado diferentes estudios tendientes a comprender las relaciones existentes dentro de los agroecosistemas entre la fertilidad y la abundancia, diversidad y distribución de macroinvertebrados. Altieri (1999) menciona que en

clima templado, un suelo agrícola puede contener densidades de 10^5 microartrópodos m^{-2} y 10^4 de otros grupos de invertebrados m^{-2} ; mientras Brown *et al* (1999) considera que una biomasa mínima de $30 g.m^{-2}$ de lombrices produce efectos significativos sobre las plantas.

Los invertebrados del suelo, se encuentran afectados de manera gerarquica, por el clima de la región biogeografica en donde se encuentren (Temperatura, precipitaciones), por el tipo de vegetación, y por el tipo de suelo (Lavelle *et al.* 1993). Huerta y van der Wal (2012) observaron como macroinvertebrados del suelo varian en abundancia y diversidad a lo largo de un gradiente de arcilla en el suelo, en huertos caseros con edad similiar en Tabasco. La Vegetación es un factor determinante en la abundancia y diversidad. Las características de la vegetación influyen en las poblaciones de macroinvertebrados. Fragoso y Lavelle (1992) mencionan como en selvas existe una mayor diversidad de lombrices, pero con una baja biomasa, debido a un pH ácido en el suelo, mientras que en sistemas agroforestales es posible encontrar biomásas importantes si este es manejado de manera tradicional (bajo o nulo uso de agroquímicos y alta diversidad de plantas, Huerta *et al.* 2007). En un agroecosistema, la composición de la vegetación y la distribución de las plantas están dadas en gran parte por el criterio del propietario. En este estudio adicionalmente exploramos si la distancia al árbol afecta la abundancia y diversidad de macroinvertebrados del suelo en un sistema tradicional con baja tecnología versus un sistema convencional con alta tecnología.

Dentro de los macroinvertebrados, algunos grupos pueden ser utilizados como indicadores del manejo del suelo, en el presente trabajo se profundizó en el estudio de las hormigas, ya que por la alta densidad poblacional y diversidad encontradas de

este grupo en el área de estudio pueden ser utilizados en la evaluación de respuestas bióticas a las prácticas agrícolas.

Los resultados obtenidos, contribuirán al conocimiento de la taxonomía de la macrofauna edáfica del estado de Campeche, principalmente la mirmecofauna; así como la descripción de las interrelaciones entre estos organismos con las características físico-químicas y de manejo del suelo que influyen en la fertilidad de estos sistemas. Posiblemente este estudio, brindará un fundamento para un mejor manejo de los recursos locales por parte de los campesinos de Tikinmul y otras comunidades con características similares.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la influencia del manejo agrícola (constituido por prácticas como, el paso de la rastra, el riego y la aplicación de productos químicos como fertilizantes o pesticidas) sobre las características físico-químicas del suelo, así como sobre la composición y abundancia de macroinvertebrados del suelo en un sistema agroforestal diverso (huerto casero) y en una plantación forestal monoespecífica de cedro (*C. odorata*), como representantes de sistemas de baja y alta intensidad de manejo agrícola en Tikinmul, Campeche.

1.3.2. Objetivos específicos

1. Caracterizar los suelos de cada sistema (huertos caseros y monocultivos) a partir de las propiedades químicas y físicas relacionadas con su fertilidad (contenidos de materia orgánica, N total, pH, capacidad de intercambio

catiónico (CIC), textura, porcentaje de humedad y la densidad aparente del suelo).

2. Identificar la diversidad y abundancia de la macrofauna edáfica asociada a cada uno de los sistemas a estudiarse (huertos caseros y plantaciones monoespecíficas de cedro).
3. Evaluar los efectos del manejo agrícola en huertos caseros y en plantaciones monoespecíficas de cedro (*C. odorata*) sobre la composición y abundancia de la mirmecofauna del suelo de las áreas en estudio.
4. Determinar si existen relaciones entre las características de manejo y propiedades físico-químicas del suelo que son indicadoras de la fertilidad del suelo, con la densidad poblacional de los macroinvertebrados en estudio.

1.4. Hipótesis

1. El manejo que aplican los productores de Tikinmul en sus parcelas, caracterizado por el paso de la rastra, el chapeo, la fertilización y la aplicación de pesticidas, influye sobre las características físico-químicas del suelo alterando sus niveles de MO, N, P, pH, textura y densidad aparente.
2. Las poblaciones de macroinvertebrados dependerán de las propiedades físico-químicas del suelo de los sistemas en estudio.
3. La densidad poblacional de los macroinvertebrados del suelo de los agroecosistemas en estudio será inversamente proporcional a la intensidad de manejo de estos sistemas.
4. La intensificación en el manejo agrícola disminuirá la diversidad y alterará la composición y abundancia relativa de las especies de hormigas presentes en suelo.

1.5 Revisión de literatura

1.5.1. Los organismos del suelo

Los animales que conforman la biota del suelo son numerosos y diversos y se presentan en un amplio rango de especies que incluyen representantes de todos los Phyla terrestres (Coleman y Crossley, 1996), entre los que destacan los Protozoarios, Nematodos, Acaros, Oligoquetos e Insectos como Isópteros, Himenópteros y Colémbolos (Brussaard *et al.*, 1997). La vasta cantidad de microbios como bacterias, que de acuerdo a Brussaard *et al.* (1997), comprende entre 20,000 a 40,000 especies por gramo de suelo junto a los otros animales que viven en el suelo, constituyen la cadena alimenticia del suelo, cuyo papel primario en el ecosistema es el reciclaje de la materia orgánica proveniente principalmente de las plantas (Bardgett, 2005).

1.5.1.1. Clasificación de los organismos del suelo

La composición y estructura de las comunidades del suelo reflejan tanto la organización espacial del suelo como el papel que juega la biota en los procesos de descomposición (Lavelle y Spain, 2001) de la materia orgánica. En consideración a estos factores la biota del suelo se ha clasificado por la función que cumplen dentro de su ecosistema y las características físicas como el tamaño de su cuerpo o su forma (que le permiten cumplir con estas funciones).

1.5.1.1.1. Clasificación por su tamaño

Los invertebrados del suelo se han dividido en micro, meso y macrofauna, dependiendo del tamaño medio del diámetro de los individuos. De acuerdo a Lavelle *et al.* (2003) la microfauna comprende invertebrados de menos de 0.2 mm de largo;

la mesofauna incluye invertebrados de entre 0.2 y 10 mm de largo; mientras a la macrofauna pertenecen individuos de más de 10 mm de largo. Por su parte Bardgett (2005) clasifica a los invertebrados del suelo por el ancho de su cuerpo en microfauna (<0.1 mm), mesofauna (0.1-2.0 mm) y macrofauna (>2 mm). Estas categorías son de algún modo arbitrarias en el sentido que los juveniles de muchas especies podrían estar clasificados en un grupo diferente que el adulto y la clasificación también ignora la diversidad trófica; sin embargo el tamaño del cuerpo, especialmente el ancho, define ampliamente hasta donde las actividades de alimentación y excavación de los animales del suelo son afectadas por la estructura del suelo y hábitats en la hojarasca; así como cuanto puede modificar estos hábitats (Anderson, 1988).

En términos más generales un taxón de macrofauna del suelo puede ser definido como un grupo de invertebrados encontrado dentro de las muestras de suelo, el cual tiene más del 90% de sus especímenes visibles a simple vista (Lavelle *et al.*, 2003).

1.5.1.1.2. Clasificación ecológica y funcional de los organismos del suelo por sus patrones de respiración

Para Lavelle y Spain (2005) los organismos se clasifican de acuerdo a las estrategias adaptativas que han creado como respuesta a los contratiempos con el espacio que ocupan, que constituye un área discontinua de redes de poros llenas de aire, agua, o capas de agua que cubren las partículas sólidas. Estas adaptaciones están relacionadas principalmente con los patrones respiratorios y el tamaño de su cuerpo. De esta manera los organismos se clasifican en hydrobiontes (organismos acuáticos que viven y se alimentan en el agua libre y el suelo), a los que pertenecen en su mayoría organismos de la microflora, e higrobiontes (invertebrados que

poseen un sistema aéreo de respiración, pero todavía dependen de niveles altos de humedad en su ambiente).

Por los efectos en los procesos del suelo

En términos de efectos en los procesos del suelo es útil distinguir a los invertebrados entre epigeos, endógenos y anécicos de acuerdo a la clasificación propuesta por Bouché (1977).

1. Los invertebrados *epigeos* viven dentro de las capas de hojarasca, están involucrados principalmente en la desintegración de esta hojarasca y el reprocesamiento de la materia orgánica relativamente no descompuesta sobre o dentro de la superficie del suelo y los horizontes de hojarasca. El material desintegrado puede moverse hacia los perfiles inferiores mediante la acción del agua, la gravedad o dispersarse en la superficie del suelo por el viento, pero no es redistribuida activamente por los mismos animales.
2. Los invertebrados *endógeos* se alimentan de la materia orgánica del suelo y las raíces dentro de los horizontes del suelo; sus actividades de alimentación y excavación pueden influenciar la porosidad, la estructura del agregado y el complejo arcilla humus del suelo, pero no participa activamente en el transporte de materiales orgánicos y minerales entre los horizontes.
3. Las especies *anécicas* se alimentan en la capa de suelo que mezclan con hojarasca, pero pasan la mayor parte del tiempo en galerías creadas dentro del suelo, participan activamente en el transporte de materiales orgánicos e inorgánicos entre los hábitats del suelo pudiendo remover toda la hojarasca

de un sistema de suelo -como en el caso de algunos grupos de termitas- (Anderson, 1988; Lavelle y Spain, 2005).

Por grupos funcionales

Aunque cada especie es el resultado único de la combinación entre genoma y ambiente, es ampliamente reconocido que existe un grado de redundancia entre las especies en términos de su contribución a los procesos del ecosistema (Brussaard, 1998). Lo que conduce a clasificar a los organismos en grupos conocidos como “guilds” o “grupos funcionales” (Moore y Ruitter, 1991). Para esta clasificación se utilizan criterios de tácticas de vida, microhábitat, alimento principal, forma de alimentación y ecofisiología (Brussaard, 1998). De acuerdo a estos criterios se distinguen tres grupos de organismos del suelo:

1. *Herbivoros de la raíz*, los cuales viven en asociación con la planta viva, para beneficio o detrimento de esta. Estos organismos pueden vivir en simbiosis con la raíz, como las micorrizas y muchas bacterias fijadoras de nitrógeno o consumidores de los materiales de la raíz.
2. *Descomponedores*, son organismos de la microflora y micro-meso fauna que actúan como reguladores del número y actividades de los microorganismos; estos se encuentran en la rizósfera, donde están los materiales derivados de la raíz. En este grupo también se encuentran representante de la meso y macrofauna que procesan la hojarasca.
3. *Ingenieros del ecosistema* (Jones *et al.*, 1994), son invertebrados de la macrofauna entre los que se encuentran las lombrices de tierra, las termitas, las hormigas y algunas grandes larvas de escarabajos, los cuales tienen la

capacidad de realizar cambios físicos en el suelo, controlando así la disponibilidad de los recursos para otros organismos edáficos. Estos organismos participan prominentemente en la formación de estructuras estables a través de la regulación de la porosidad, agregación, densidad y características de la superficie. También construyen grandes estructuras, como montículos y redes de galerías y cámaras, las cuales tienen impactos significativos en la evolución de los suelos a escalas medianas de tiempo (Jones *et al.*, 1994; Lavelle *et al.*, 1997; Blanchart *et al.*, 1999; Decaens *et al.*, 1999; Brown *et al.*, 2001; Lavelle *et al.*, 2003).

1.5.1.1.3. Macroinvertebrados del suelo

La macrofauna (macroinvertebrados) representa la fauna más conspicua del suelo e incluye un amplio rango de grupos taxonómicos que pasan por todos los niveles tróficos, por ejemplo, los milpies y cochinillas son los mayores consumidores de detritos orgánicos en el bosque, y varias larvas de insectos como algunos individuos de la familia Tipulidae en ambientes templados. Son importantes consumidores de material de la raíz, mientras los ciempiés, arañas, escorpiones y Cicindélidos, tienden a ser depredadores dominantes en la hojarasca del suelo. Las hormigas por su parte tienen una amplia variedad de hábitos alimenticios, pueden actuar como depredadores, consumidores de plantas y microbios u omnívoros oportunistas (Bardgett, 2005).

Algunos macroinvertebrados influyen significativamente la dinámica de descomposición de la materia orgánica en el suelo, las propiedades hidráulicas y los procesos pedogénicos, producen estructuras orgánico minerales altamente diversas y ampliamente distribuidas tanto en la superficie como en la parte inferior del suelo

(montículos, nidos, galerías, cámaras o turrículos de termitas, hormigas o lombrices) (Lavelle, 1996; Lavelle & Spain, 2001; Hedde, 2005). Estas estructuras se consideran microsítios, donde los procesos a macroescala del ecosistema se regulan (Anderson, 1993; Lavelle *et al.*, 2004). Dentro de la diversidad de macroinvertebrados también existen especies compactadoras y descompactadoras del suelo (Blanchart *et al.*, 1999; Hedde *et al.*, 2005). Estudios recientes han demostrado que la coexistencia de varios de estos grupos funcionales es necesaria para mantener las propiedades físicas del suelo (Chauvel *et al.*, 1999).

1.5.1.1.3.1. Diversidad de macroinvertebrados del suelo

En términos de su abundancia y sus papel biológico y pedogénico, las lombrices, termitas y hormigas conocidos como ingenieros del ecosistema (Jones *et al.* 1994), son los componentes más importantes de la macrofauna del suelo (Lavelle y Spain, 2005). Otros macroinvertebrados comunes son los cienpiés, milpiés, insectos como escarabajos, cucarachas y Tisanuros. También se encuentra un importante número de arácnidos y moluscos (Coleman *et al.*, 1989).

Lombrices

Las lombrices pertenecen a la clase Oligochaeta (Annelida: Clitellata). Comprenden 20 familias, con 693 géneros y un estimado de 6000 especies, de las cuales 3,700 han sido ampliamente descritas (Reynolds & Cook, 1976; Fragoso *et al.*, 1999; Lavelle & Spain, 2005).

En las lombrices el celoma funciona como un esqueleto hidrostático. Su sistema circulatorio es cerrado y tienen un aparato digestivo completo. Su cuerpo puede estar dividido en aproximadamente dos partes: una anterior con segmentos que

contienen ganglios cefálicos, órganos reproductivos, molleja, glándulas calcíferas y corazón. La parte posterior hacia atrás del intestino grueso comprendiendo una serie de segmentos similares. Las lombrices alcanzan un intervalo de longitud que va de unos pocos centímetros a 2-3 m, la mayoría de las especies se encuentran entre los 5 a 15 cm de longitud de su cuerpo. El tamaño varía considerablemente dentro de la misma especie, pudiendo los adultos ser 100 veces más grandes que los individuos recién eclosionados (Edwards & Bohlen, 1996; Lavelle & Spain, 2005).

Bouché (1977) agrupó a las lombrices en tres tipos ecológicos diferentes: especies epigeas, las cuales habitan en la superficie de la hojarasca; especies endógeas, que están activas en las capas minerales del suelo; y anécicas, que se mueven verticalmente entre las capas más profundas del suelo y la superficie. Las lombrices constituyen el 60% de la macrofauna del suelo en algunos sistemas agrícolas del trópico mexicano (Huerta 2002).

Termitas

Las termitas pertenecen a la clase Insecta, orden Isóptera. Son especies sociales y polimórficas con un sistema bien desarrollado de castas. Viven en grandes comunidades compuestas de formas reproductoras conjuntamente con numerosas obreras y soldados ápteros y estériles. Piezas bucales típicamente masticadoras: lígula con cuatro lóbulos. Alas muy similares, cuando las desarrollan, alargadas y membranosas, que se superponen de manera plana sobre el dorso en condiciones de reposo y capaces de perderse por fracturas basales. Tarsos casi siempre con cuatro segmentos. Genitales usualmente ausentes o rudimentarios en ambos sexos. Metamorfosis simple o ausente. Las especies que se alimentan de madera incluyen tres categorías nutricionales: las consumidoras de madera, las consumidoras de

plantas y humus y las cultivadoras de hongos (Richard & Davies, 1984; Coleman & Crossley, 1996).

Hormigas

Pertencen a la clase Insecta, orden Hymenoptera, familia Formicidae. La mayoría de las reinas y los machos tienen alas aunque las alas de la hembra son desechadas pronto, sin embargo algunas especies no las poseen. Las obreras son ápteras. Primer o primero y segundo segmentos del gaster en forma de escama o bulto y bien separados de la porción posterior; el gaster del macho no presenta espina terminal vuelta hacia arriba; obreras con algunas suturas torácicas posteriores. Antenas acodadas, menos claras en el macho (Richard & Davies, 1984).

Las hormigas han alcanzado su dominancia ecológica a través de su amplia diversidad taxonómica y abundancia numérica (Lavelle & Spain, 2005). Las hormigas están entre los insectos más exitosos, se encuentran en casi cada hábitat terrestre (Hölldobler & Wilson, 1990). Todas las hormigas son insectos sociales que viven en colonias, con al menos tres castas: reinas, machos y obreras. La mayoría anidan en el suelo. Los hábitos alimenticios de las hormigas son altamente variables e incluyen especies carnívoras, saprófagas, depredadoras, que se alimentan de secreciones de plantas y de áfidos, y oportunistas omnívoras (Coleman & Crossley, 1996).

Debido a su importancia funcional en los ecosistemas, la sensibilidad a los cambios ambientales; la facilidad de muestreo, clasificación e identificación; y su riqueza y abundancia, las hormigas se encuentran entre los indicadores biológicos más utilizados (Delabie *et al.*, 2009). Perfecto & Vandermeer (2002), utilizaron la riqueza de especie de hormigas como indicador de perturbación, mientras otros autores

consideran que la abundancia y la composición de especies ofrecen mayor información de la respuesta de hormigas a los cambios en los ecosistemas (Hoffman & Andersen, 2003; Andersen & Majer, 2004).

Ciempíes

Pertenecen al phylum Artrópoda, subfilo Myriápoda, clase Chilópoda. El cuerpo es alargado, similar al de un gusano y frecuentemente aplanado. Una cabeza cubierta por un escudo, seguida de un tronco multiarticulado, con un par de patas en cada segmento. La cabeza sostiene un par de apéndices sensoriales y tres pares de partes bucales, comúnmente un par de ojos. Los apéndices del primer segmento son más desarrollados, fuertes y conspicuos, usados para envenenar a la presa y para defensa; los demás segmentos y sus apéndices son más uniformes. Sin embargo el último segmento tiene apéndices sensoriales especializados (Minelli, 1993). Son depredadores comunes en el suelo, hojarasca, y hábitats de alta humedad relativa. Los cienpiés son rápidos corredores y persiguen y capturan activamente presas pequeñas como los colémbolos (Coleman & Crossley, 1996).

Milpiés

Los milpiés son artrópodos pertenecientes a la clase Diplópoda. La característica indiscutible de los diplópodos es la presencia del diplosegmentos (segmento formado por dos somites fusionados con dos pares de patas y dos traqueas) que componen la mayoría del tronco. El cuerpo del milpiés consiste en una cabeza, una sección del tronco con cuatro segmentos simples y el resto del cuerpo compuestos por anillos de dos segmentos, cada uno de los cuales lleva dos pares de patas que se originan centralmente y se conforman de siete podómeros. Las gónadas se encuentran en o detrás del segundo par de patas. Los milpiés tienen un par de

antenas; los parches laterales del ocelo se consideran componentes derivados de los ojos, no poseen ojos medios. (Sierwald & Bond, 2007).

Los milpiés son saprófagos, considerados los mayores consumidores de detritos orgánicos en bosques tropicales y templados donde se alimentan de la materia vegetal muerta. Son selectivos con sus alimentos ya que evitan las hojas con alto contenido de polifenoles y prefieren la hojarasca con alto contenido de calcio. Los milpiés se vuelven abundantes en áreas ricas en calcio y con alta pluviosidad; evitan áreas calientes y secas, por lo que se alojan bajo la vegetación o detritos (Coleman & Crossley, 1996).

Escarabajos

Son Artrópodos, pertenecientes a la clase Insecta, orden Coleoptera; constituyen el orden más extenso del reino animal gracias a su adaptabilidad y modificaciones estructurales. Son insectos de tamaño diminuto a grande, cuyas alas anteriores, no usadas en el vuelo están modificadas en élitros o a menudo reducidas o ausentes. Piezas bucales adaptadas a masticar: lígula variable lobulada. Protorax grande y móvil, mesotorax muy reducido. Larvas campodeiformes, raramente ápodas, con piezas bucales mandibuladas; pupas adécticas o exaratas, raramente obtectas (Richard & Davies, 1984).

Los escarabajos son taxonómicamente diversos y difieren ampliamente en tamaño y roles ecológicos; son saprófagos, fitófagos o depredadores. Los hábitos de los escarabajos son muy variados, principalmente son insectos del suelo, la mayoría de ellos viven en la hojarasca, se alimentan de residuos de todo tipo: carroña, humus, madera podrida u hongos. La gran mayoría de escarabajos pasan por tres fases

larvales y completan su ciclo de vida en uno a cuatro años (Richard & Davies, 1984; Lavelle & Spain, 2005).

1.5.1.2. Relación entre los macroinvertebrados del suelo, el suelo y las plantas de los agroecosistemas

1.5.1.2.1. Impacto de los macroinvertebrados en el suelo

1.5.1.2.1.1. Efecto sobre las propiedades físicas del suelo

Los mayores efectos de los invertebrados en el suelo parecen resultar de sus actividades de ingeniería (Lavelle *et al.*, 2003). La macroporosidad creada por las actividades de excavación de los ingenieros del suelo afecta a las propiedades hidráulicas en formas espectaculares (Lavelle *et al.*, 2001). La comunidad de lombrices incluye especies compactantes que ingieren pequeños agregados y producen grandes estructuras compactas, la acumulación de estas tiende a incrementar la densidad del suelo. También comprende especies descompactantes que provocan efectos opuestos a los anteriores a través de la fragmentación de grandes agregados en pequeños y la formación de poros. Los efectos combinados de estas dos categorías funcionales mantienen las propiedades físicas e hidráulicas del suelo en un estado dinámico alto (Blanchart *et al.*, 1999; Lavelle *et al.*, 2003). La infiltración puede ser influenciada por el balance en las actividades de especies descompactadoras que producen estructuras sueltas y disminuyen la densidad aparente del suelo y especies compactadoras que incrementan la densidad, produciendo estructuras compactas (Blanchart *et al.*, 1997).

Además de los efectos en las propiedades hidráulicas del suelo, las especies compactantes pueden jugar un papel importante en la estructura del suelo a través

de los efectos de estabilización de los grandes y densos agregados que producen, los cuales protegen al suelo del estrés mecánico, a la vez que mantienen la materia orgánica en su interior (Martin, 1991). La acumulación de estructuras biogénicas es la responsable de la estructura de macroagregados de la mayoría de suelos tropicales en la superficie de 10-20 cm. Es por ello que la muerte de la fauna resulta en un declive en las propiedades estructurales del suelo; proceso que se incrementa por el uso de maquinaria pesada (Lal, 1988).

Las termitas y hormigas también producen fuertes impactos sobre los parámetros físicos del suelo (de Bruyn & Conacher, 1990). Se ha calculado que los vacíos dejados por las galerías de las termitas y estructuras similares, ocupan aproximadamente el 0.4% del volumen del suelo de un sitio a 20 cm de profundidad (Lavelle & Spain, 2001).

Los efectos de los invertebrados no se suprimen inmediatamente después de la desaparición de sus poblaciones. Las estructuras biogénicas pueden persistir un largo tiempo después de la muerte de los invertebrados que las han producido, y sus efectos en las propiedades físicas del suelo se conservan (Decaëns, 1999).

1.5.1.2.1.2. Efecto sobre las propiedades químicas del suelo

El papel de los macroinvertebrados en la dinámica de la descomposición de la materia orgánica

El ecosistema suelo puede ser dividido en cuatro subsistemas funcionales: el de los productores, los consumidores, de descomposición y el subsistema abiótico. La descomposición sirve para reducir los residuos muertos a materia orgánica del suelo y liberar nutrimentos que entrarán en la cadena alimenticia y finalmente volverán a

ser acumulados por las plantas. Los procesos de descomposición se realizan a través de complicadas cadenas alimenticias en las cuales las formas químicas de los elementos nutritivos se modifican y resultan en la creación de componentes orgánicos de larga vida importantes en las dinámicas de nutrientes y que estimulan la creación de la estructura del suelo (Coleman & Crossley, 1996). Dentro de estos procesos, los invertebrados de suelo contribuyen directa e indirectamente a los flujos de carbono y de nutrimentos en el suelo. Las contribuciones directas se dan a través de transferencias tróficas en redes alimenticias y la formación de estructuras biogénicas cuyos efectos posteriores determinan las propiedades físicas básicas del suelo e influyen fuertemente en la dinámica de la materia orgánica (Anderson, 1988; Lavelle *et al.*, 2003).

La fauna del suelo contribuye a la formación de materia orgánica del suelo donde juega un rol primario en la descomposición de la hojarasca mediante su fragmentación e incorporación de los productos de esta fragmentación en el suelo en forma de excretas. Esta fauna también facilita y acelera la descomposición de residuos de plantas forrajeando en la microflora, así como mezclando los materiales del suelo dentro del perfil (Coleman *et al.*, 1989; Coleman & Crossley, 1996).

Las lombrices y termitas en particular son homogenizadores eficientes del suelo (Coleman *et al.*, 1989).

1.5.1.2.1.3. Efecto sobre la biota del suelo

Las comunidades en el suelo son ampliamente interactivas, con una clara organización jerárquica dominada por las especies que pueden cambiar las propiedades físicas del ecosistema (Lavelle *et al.*, 2003). La bioturbación del suelo, consecuencia de la actividad de los ingenieros del ecosistema, tiene considerables

efectos en la regulación de las actividades microbianas (Lal, 1988). Las estructuras físicas biogénicas creadas por macroinvertebrados especializados sirven como microhábitats para otros organismos de la biota del suelo. De esta manera estos organismos crean un efecto regulador sobre la abundancia, diversidad y actividades de los organismos menores a través de la competencia por los recursos, principalmente la materia orgánica. La activación de la microflora edáfica vía mutualismos, a la vez que influyen en el ciclo del carbono y la disponibilidad de nutrimentos y ejercen cambios en la actividad rizosférica, como el crecimiento de raíces y de poblaciones de organismos rizosféricos (Lavelle, 1994; Jones *et al.*, 1994; Lavelle *et al.*, 1997; Brown *et al.*, 2000; Lavelle *et al.*, 2003).

Otros efectos involucran la retroalimentación de los controles físico-químicos sobre las actividades de organismos de bajos niveles tróficos, influyendo sobre las actividades de depredación, cambiando la dinámica de las interacciones presa/microbio (Ingham *et al.*, 1986).

1.5.1.2.2. Diversidad de macroinvertebrados en sistemas agrícolas

Cuando una sola especie o un único grupo funcional se vuelve excesivamente predominante, se pueden presentar graves problemas, como sucede cuando el abastecimiento de la materia orgánica del suelo es mantenido, pero la diversidad de macroinvertebrados del suelo no, el exceso de acumulación de estructuras de una sola categoría puede tener efectos destructivos en el suelo (Lavelle *et al.*, 2001); como se observó en Manaos, Brasil, donde la invasión de una lombriz exótica (*Pontoscolex corethrurus*) en una pastura abandonada, condujo a la formación de una capa continua de 5 cm de espesor en el suelo, que impedía la infiltración del agua en un suelo arcilloso (Barros, 1999).

De esta manera la diversidad de estructuras podría representar el mayor atributo funcional por el cual la diversidad de macroinvertebrados influye las funciones del suelo (Lavelle, 1996); pero también afecta la diversidad de otros organismos, desde microorganismos hasta la misma macrofauna (Mora *et al.*, 2003).

1.5.1.2.3. Macroinvertebrados del suelo como indicadores de la calidad del suelo en sistemas agrícolas

Los macroinvertebrados del suelo han sido probados como bioindicadores de la calidad del suelo en sistemas agrícolas. Velasquez *et al.* (2007) desarrolló un indicador para evaluar la calidad de los servicios del ecosistema a través de cinco subindicadores que combinados resultaron en un indicador general "Indicator of Soil Quality" (GIQS por sus siglas en inglés). Los subindicadores evalúan la calidad física, la fertilidad química, las reservas de materia orgánica, la agregación y morfología de los primeros 5 cm del suelo, además de la biodiversidad de la macrofauna del suelo. Por su parte Huerta *et al.* (2009) desarrollaron un índice para realizar una evaluación sencilla y rápida para determinar la calidad de los suelos desde el punto de vista ecológico en el centro y sur de Tabasco, México; con base en la presencia o ausencia de diferentes grupos de macroinvertebrados, dando realce a las lombrices, de las cuales se evaluó su diversidad y biomasa.

1.5.2. Suelo

1.5.2.1. Fertilidad

Se ha definido al suelo fértil como aquel que tiene la capacidad de abastecer de nutrimentos suficientes al cultivo, asegurando su crecimiento y desarrollo (Havlin *et al.*, 1999). Sin embargo esta definición no toma en cuenta otras propiedades que

también contribuyen al crecimiento y desarrollo de las plantas (Astier *et al.*, 2002). Para Pieri (1989) la fertilidad del suelo es un concepto más amplio, que integra los atributos químicos, físicos y biológicos del suelo que se asocian con su capacidad de producir cosechas sanas y abundantes o sostener una vegetación natural en condiciones cercanas a las óptimas. Por lo tanto un suelo fértil debe definirse de manera más comprehensiva e integral, como aquel que conserva las propiedades físicas, químicas y biológicas deseables mientras que abastece adecuadamente de agua y nutrimentos y provee sostén mecánico para las plantas (Astier *et al.*, 2002).

1.5.2.2. Manejo del suelo

1.5.2.2.1. Características del manejo del suelo

Actividades agrícolas como diferentes métodos de labranza, fertilización y aplicación de plaguicidas, han influenciado dramáticamente el ecosistema suelo (Paoletti, 1999). Afectando tanto los componentes físicos como biológicos de este ecosistema (Lavelle y Pashanashi, 1989). Algunos organismos resisten la bioturbación, mientras que en otras ocasiones desaparecen las poblaciones originales y los espacios son colonizados o sus nichos son ocupados por especies cosmopolitas (Ruíz, 2003).

En relación con el manejo, el declive en materia orgánica es un factor significativo en la reducción de las poblaciones de especies nativas de lombrices (Fragoso, 1993). Adicionalmente al número de especies, la densidad y biomasa de este grupo también son afectadas por los niveles de materia orgánica (Lee, 1985).

La relación entre materia orgánica del suelo y lombrices es tal que en sistemas naturales mantienen el equilibrio. Este equilibrio es alterado cuando ocurre la perturbación (Fragoso, 1993). La desaparición de los recursos orgánicos de alimento

y los cambios drásticos en las condiciones abióticas conducen a la muerte de la fauna del suelo (Lal, 1988). En este mismo sentido, también la hojarasca puede jugar un papel importante como lo indican estudios realizados por Nemeth y Herrera (1982), quienes demostraron que existe una relación positiva entre la biomasa de hojarasca y la abundancia de lombrices en suelos de la amazonía. Este efecto puede ser significativo en bosques con bajo estatus de nutrimentos, en donde la hojarasca aparece como el mejor recurso de energía tanto para lombrices como para termitas (Fragoso & Lavelle, 1995).

Los sistemas de cultivo con baja perturbación, pueden albergar una alta diversidad de flora y fauna. Por el contrario, la carencia de lombrices se ha encontrado en suelos con muchos años de agricultura bajo laboreo, lo que puede ser consecuencia en primera instancia de la compactación del suelo. Debido a que la fauna del suelo necesita un medio bien aireado para su crecimiento activo, no pudiendo soportar los suelos inundados ni los compactados (Jiménez & Thomas, 2003).

1.5.2.2.2. Tipos de sistemas agrícolas

La selección de estrategias para el desarrollo agrícola requiere del uso de información acerca de la situación agrícola existente en un determinado lugar o comunidad. La colecta de información presupone el ordenamiento de un gran número de fenómenos que pueden ser observados, en entidades que son significativas en términos de desarrollo, sea este social, económico o productivo (Ruthenberg, 1980).

De acuerdo a Hart (1985), un sistema se puede definir como “un arreglo de componentes, un conjunto o colección de cosas, unidas o relacionadas entre sí de tal manera que forman y actúan como una unidad, una entidad o un todo. Los

elementos de un sistema son sus componentes, la interacción entre componentes, las entradas, las salidas y los límites del sistema. Los componentes pueden ser físicos, biológicos y socioeconómicos; las interacciones entre componentes pueden ser de diversos tipos y son las que brindan el tejido o la trama del sistema. Las entradas y salidas son todos los flujos de productos materiales, energía o información hacia el interior o exterior del sistema. Los límites del sistema determinan el universo de estudio y se definen de acuerdo a los objetivos de la investigación. Por ejemplo el sistema puede ser desde una parcela hasta una comunidad o región. Los límites no suponen solamente fronteras físicas, involucran también la problemática que se va a estudiar, el esquema conceptual que se maneja y la escala temporal y espacial del fenómeno bajo estudio (Maserá *et al.*, 1999).

En las áreas rurales los ecosistemas naturales son transformados por el hombre mediante procesos para obtener productos animales, agrícolas y forestales. A estos sistemas transformados se los denominan sistemas de manejo, sistemas agrícolas o agroecosistemas (Conway, 1994; Maserá *et al.*, 1999); los que a su vez son parte de sistemas mayores y pueden ser divididos en subsistemas (Montagnini, 1992; Maserá *et al.*, 1999). Las subclases de un sistema son comúnmente llamadas “tipos de agricultura”, por ejemplo granjas de trigo y maíz en la India o de cacahuate y mijo en Senegal, monocultivos de árboles frutales en California, café asociado con poró en Costa Rica o maíz con calabaza en México son tipos de agricultura (Ruthenberg, 1980; Montagnini, 1992; Gliessman, 2002).

Los sistemas agrícolas se definen como una unidad de toma de decisiones conformada por sus propietarios y los sistemas de cultivo y ganadero, que transforma la tierra, el capital y el trabajo (incluyendo recursos genéticos y

conocimiento) en productos útiles que pueden ser consumidos o vendidos. Tanto los sistemas de cultivo, el ganado, como los dueños de la parcela, constituyen complejos subsistemas por sí mismos. En los trópicos casi todas las parcelas tienen más de un sistema de cultivo y/o ganado (Ruthenberg, 1980; Fresco & Westphal, 1988).

Aunque cada unidad productiva o parcela es diferente, muchas de ellas muestran similitudes y pueden agruparse como un tipo de agricultura, sistema de manejo agrícola o agroecosistema. Esta familiaridad se dará a partir de un grupo de características comunes biofísicas, económicas, sociales, culturales y técnicas (Maser *et al.*, 1999).

Huertos caseros

Por mucho tiempo los trópicos húmedos han sido considerados lugares estériles e inapropiados para realizar un desarrollo agrícola intensivo. A pesar de las limitaciones, los antiguos habitantes de las selvas tropicales de América usaron muchas técnicas con éxito, algunas de las cuales todavía son usadas por las comunidades indígenas (Jiménez-Osorio & Rorive, 1999).

Los mayas practicaron sistemas de agricultura sustentable por siglos, cultivando una amplia variedad de especies nativas y aplicando el conocimiento indígena en el ciclaje de nutrientes y la conservación del suelo (De Clerck & Negreros-Castillo, 2000; Benjamín *et al.*, 2001).

Actualmente los huertos caseros son de vital importancia para la subsistencia económica y seguridad alimentaria en la región, especialmente en regiones que

todavía conservan la influencia de la cultura maya (De Clerck & Negreros-Castillo, 2000)

El huerto casero constituye una asociación íntima de árboles y/o arbustos de uso múltiple con cultivos anuales y perennes y animales en las parcelas de hogares individuales. Este sistema se maneja con mano de obra familiar (Nair, 1993).

Los huertos caseros tropicales tradicionales ocupan un lugar muy singular dentro de la colección de los sistemas agroforestales. Ningún otro es tan diverso en cantidad de especies y variedades, complejo y variado en estructuras y posibles asociaciones y tan completo en su funcionalidad como el huerto casero (Lok, 1998).

Los huertos caseros son reconocidos a nivel mundial como un epítome de los sistemas agroforestales sustentables (Torquebiau, 1992; Kumar y Nair, 2004). Entendiéndose que la sustentabilidad desde un punto de vista de sistemas dinámicos, incluye dos dimensiones principales: la ecológica (en el sentido de permanecer dentro de los dominios de estabilidad ecológica), y la social (en el sentido de ajustarse a las dinámicas sociales) (Wiersum, 1995; Peyre *et al.*, 2006).

El huerto casero cumple una serie de funciones agroecológicas y biológicas de gran importancia. Debido a su diversidad, estructura y carácter único, se crea en el huerto casero tropical una interdependencia biológica que en cierta medida funciona como un sistema de manejo de plagas, un refugio silvestre, un mejor reciclaje de nutrimentos y un potencial para la conservación in situ de germoplasma (Lok, 1998).

Soemarwoto (1987), argumenta que el huerto casero agroforestal tropical combina las funciones ecológicas (incluyendo beneficios hidrológicos, modificaciones

microclimáticas, control de erosión y conservación de los recursos genéticos) del bosque con una habilidad de responder a las necesidades de la gente.

Cultivo monoespecífico de cedro (*C. odorata*)

En la actualidad es muy difícil encontrar árboles de cedro en los bosques naturales del centro-norte del estado de Campeche (Dzib-Castillo *et al.*, 2014). La historia reciente refiere dos grandes eventos, debido a los cuales sucede este fenómeno de forma generalizada en la Península de Yucatán, estos son: la explotación forestal (1880-1983) y los grandes proyectos y clareo de bosques (1975-1982) (Klepeis, 2004).

La explotación forestal inicia a finales del siglo XIX, cuando se privatizaron las tierras comunales y nacionales y se dieron concesiones a inversionistas extranjeros y nacionales para talar madera, construir caminos y abrir minas sin ninguna estructura regulatoria. Termina con el fracaso de las empresas forestales paraestatales en los 70's e inicio de los 80's, debido justamente a la reducción de las reservas de cedro y caoba (Acopa y Boege, 1998; Ríos & García Peña, 2001; Klepeis, 2004).

Alentado por el boom petrolero, el país elaboró un ambicioso esquema para la región, mediante el cual se deberían abrir tierras para los campesinos en todo el país y proveer de arroz, ganado y maíz para la distribución comercial. Esta actividad fue financiada en parte por el Programa Nacional de Desmonte, el cual arrancó en 1975 y dio a los pequeños productores subsidios y préstamos para convertir selva en pasturas y tierras de cultivo (Fuentes-Aguilar, 1980;). Anteriormente, otros eventos como el programa de créditos de BANRURAL, que arrancó en 1962 y proveía de créditos para ampliar la superficie de las milpas, habían contribuido a la deforestación de la selva maya en Campeche (Remmers & De Koeijer, 1992).

Frente a la destrucción y fracaso que acompañó a estos proyectos agropecuarios en el sureste mexicano, se ha visualizado a las plantaciones forestales como una alternativa de capitalización a largo plazo. De esta manera, en la década de los 90's, el gobierno instrumentó el Programa Nacional de Reforestación (PRONARE), a través del cual se financió el establecimiento de plantaciones, principalmente de cedro y caoba. A mediados de esta misma década se instrumentó el Programa Nacional de Plantaciones Forestales Comerciales (PRODEPLAN), posteriormente el Programa de Desarrollo Forestal (PRODEFOR) (Corredor Biológico Mesoamericano y CONABIO, 2002). Todos estos programas han estimulado el establecimiento de plantaciones monoespecíficas de especies maderables comerciales, principalmente el cedro, tanto plantaciones particulares como comunales, a lo largo del estado de Campeche.

Características del árbol de cedro (*C. odorata*)

Pertenece a la familia de las meliáceas. Es originario de los bosques de América, desde México hasta el Amazonas, pasando por las Antillas. Es un árbol que puede alcanzar los 35 m de altura y 1m de diámetro. Se encuentra en las zonas de vida bosque húmedo tropical, bosque húmedo subtropical y bosque seco tropical. Es una especie exigente de luz, puede crecer en suelos arcillosos o calizos, especialmente estos últimos le son favorables (Geilfus, 1994; Cordero & Bosshier, 2003).

Su madera preciosa es aromática, resistente a los insectos, fuerte, fácil de trabajar y de pulir; es usada para la construcción, carpintería, ebanistería, entre otros usos. La madera de cedro se usa y comercializa desde hace mucho tiempo, de modo que en muchos países ha sido sobreexplotada. Ha ocupado uno de los primeros lugares de maderas exportables en países donde se encuentra de forma natural y es una

especie de interés prioritario para la reforestación; el precio de su madera es uno de los más altos del mercado en los países centroamericanos (Geilfus, 1994; Cordero & Bosshier, 2003).

1.5.2.2.3. Impacto de las prácticas de manejo y uso del suelo en la macrofauna

Las prácticas de uso de suelo han impactado fuertemente en las comunidades de macroinvertebrados del suelo y en las actividades de estos. Durante perturbaciones moderadas la modificación de la composición de especies es una consecuencia más obvia que el cambio en abundancia y biomasa, pero perturbaciones fuertes reducen agudamente la diversidad y abundancia (Lavelle *et al.*, 2001).

Barros y colaboradores (2002) encontraron que en la Amazonia brasileña la diversidad de macroinvertebrados decrecía a medida que aumentaba el grado de perturbación; de esta manera, un bosque natural con baja perturbación tuvo un índice de diversidad mayor que otros sistemas con mayor perturbación (Shannon =2.2), como barbecho (2.14), sistemas agroforestales (1.92), pasturas (1.73) y sistemas de cultivos anuales (1.63).

En el sureste mexicano George Brown *et al.* (2004) observaron que el cambio en el uso de suelo de pasturas nativas a pasturas introducidas, puede conducir a importantes cambios en la diversidad y abundancia de las comunidades de macrofauna, especialmente de las lombrices, termitas y hormigas, por ser el componente principal de la diversidad y biomasa en la región.

Varios estudios realizados en México indican que las especies nativas de lombrices resultan afectadas por la perturbación causada por las actividades humanas (Fragoso, 1993). Observándose modificaciones en la biodiversidad y abundancia

cuando los ecosistemas naturales (bosques, sabanas o pasturas) son reemplazadas por otros sistemas como agroecosistemas o pasturas introducidas (Fragoso *et al.*, 1997; Brown *et al.*, 2004). Fragoso (1993), Fragoso y colaboradores (1997) y Huerta y colaboradores (2005) revelan que las comunidades de lombrices de agroecosistemas en el sureste mexicano presentan menor riqueza de especie, bajo número de especies nativas, bajo número de grupos funcionales y predominancia de endógeas en comparación con sistemas de baja perturbación como selvas. En el sureste mexicano, el número promedio de especies nativas decreció significativamente de 4 especies por sitio en un ecosistema natural a 1 por sitio en un sistema manejado (Fragoso, 1993). De igual forma Huerta y colaboradores (2005) encontraron que en el estado de Tabasco, México, también la biomasa y la densidad de las lombrices pueden verse afectadas como consecuencia del uso del suelo relacionado con distintos grados de diversidad vegetal. Los mayores niveles de biomasa se encontraron en los pastizales naturales y en los policultivos (62 ± 42.2 a 93 ± 84.8 g.m²), respecto a sitios con mayor perturbación como monocultivos y pastizal inducido, en donde los niveles de biomasa fueron menores de 10 g.m². Los ecosistemas manejados con mayor cobertura vegetal, presentaron mayor densidad de lombrices.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Acopa, D; Boege, E. 1998. The Maya forest in Campeche, Mexico: experiences in forest management at Calakmul. In Primack, R. B., Bray, D; galletti, H. A; Paciano, I (Eds.), timber, Tourists, and temples: Coservation and Development in the Maya Forest of belize, Guatemala, and Mexcio. Island Press, Washington, D. C. Pp. 81-89.

Altieri, M. 1994. Biodiversity and Pest Management in Agroecosystems. Hawort Press, New York. 185 pp.

Altieri, M. 1999. Agroecología, bases científicas para una agricultura sustentable. Editorial Nordam-Comunidad. Montevideo, Uruguay. 338pp.

Altieri, M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74: 19-31.

Anderson, J. 1988. Invertebrate-mediate transport processes in soils. En: Edwards, C; Stinner, B; Rabatin, S. (eds.). Biological interactions in soil. Elsevier Science Publisher, Netherlands. 380pp.

Anderson, J. M; Ingram, J 1993. Tropical Soil Biology and Fertility, a hanbook of methods. CAB International, Oxford

Andersen, A.N; Majer, D. J. 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. Frontiers in Ecology and Environment, 2(6):291-298.

Hoffman, B. D; Andersen, A. N. 2003. Responses of ants to disturbance in Austrralia, with particular reference to functional groups. Australian Ecology, 28: 444-464.

Astier, M; Maass, M; Etchevers, J. 2002. Derivation of soil quality indicators in the context of sustainable agriculture. *Agrociencia*, 36:605-620.

Ayuke, F. O; Pulleman, M. M; Vanlauwe, B; de Goede, R. G. M; Six, J; Csuzdi, C; Brussaard, L. 2011. Agricultural management affects earthworm and termite diversity across humid to semi-arid tropical zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140: 148-154.

Bardgett, R. 2005. *The Biology of soil. A community and ecosystem approach*. Oxford University Press. New York. 242pp.

Barros, M.E., 1999. Effet de la macrofaune sur la structure et les processus physiques du sol de paturages degradés d'Amazonie. Ph.D. dissertation. University of Paris 6, Paris.

Barros, E; Pashanasi, B; Constantino, R; Lavelle, P. 2002. Effects of land use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils*, 35:338-347.

Battigelli, J. P. 2000. Impact of soil compaction and organic matter removal on soil fauna in the Sub-Boreal Spruce zone of Central British Columbia. A thesis submitted to the Faculty of Graduate Studies and Research in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Environmental Biology and Ecology. University of Alberta. Edmonton, Alberta, Canadá. 167pp.

Benjamín, T; Montañez, P; Jamenez, J; Gillespie, A. 2001. Carbon, water and nutrient flux in Maya homegardens in the Yucatán, Península of México. *Agroforestry systems*, 53 (2): 103-111.

Blanchart, E; Lavelle, P; Braudeau, E; LeBissonnais, Y; Valentin, C. 1997. Regulation of soil structure by geophagus earthworm activities in humid savannas of Cote d'Ivoire. *Soil Biology & Biochemistry*, 29:431-439

Blanchart E; Albrecht A; Alegre J; Duboisset A; Villenave C; Pashanasi B; Lavelle, P; Brussaard L. 1999. Effects of earthworms on soil structure and physical properties. En: Lavelle P, Brussaard L & Hendrix P (eds). *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*, Wallingford, UK: CAB International Press. Pp 149–172

Boguzas, V; Kairyte, A; Jodaugiene, D. 2010. Soil physical properties and earthworms as affected by soil tillage systems, Straw and Green manure management. *Zemdirbyste Agriculture*, 97 (3): 3-14

Bouché, M. B. 1977. Stratégies lombriciennes. En: Lohm, U; Persson, T. (eds.). *Ecology Bulletin/NFR*. Stockolm. Pp 122-132.

Brown, G; Pashanasi, B; Villenave, C; Patron, J; Senapati, B; Giri, S; Barois, I; Lavelle, P; Blanchart, Eric; Blakemore, R; Spain, A; Boyer, Johnny. 1999 Effects of earthworms on plant production in the tropics In: Lavelle, P; Brussaard, L; Hendrix, P. (ed.) *Earthworm management in tropical agroecosystems*. CABI: 87-147.

Brown, G.G; Barois I; Lavelle, P. 2000. Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edafic functional domains. *Europe Journal of Soil Biology*, 36: 177-198.

Brown, G; Fragoso, C; Barois, I; Rojas, P; Patrón, J. C; Bueno, J; Moreno, A. G; Lavelle, P; Ordaz V; Rodríguez, C. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoologica Mexicana*, 1:79-110.

Brown, G; Moreno, G. A; Barois, I; Fragoso, C; Rojas, P; B. Hernández; J. C. Patrón. 2004. Soil macrofauna in SE Mexican Pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103: 313-327.

Brussaard, L; Behan-Pelletier, V; Bignell, D; Brown, V; Didden, W; Folgarit, P; Fragoso, C; Wall, D; Gupta, V; Hattori, T; Hawkswort, D; Klopatek, C; Lavelle, P; Malloch, D; Rusek, J; Söderström, B; Tiedje, J; Virginia, R. 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio*, 26(8):563-570

de Bruyn, L; Conacher. 1990. The role of termites and ants in soil modifications: a review. *Australian Journal of Soil Research*, 28:55-93.

Chauvel, A; Grimaldi, M; Barros, E; Blanchart, E; Desjardins, T; Sarrazin, M; Lavelle, P. 1999. Pasture damage by an Amazonian earthworm. *Nature*, 398:32-33

Coleman, D. C; Oades, J. M; Uehara, G. 1989. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii. 248pp.

Coleman, D. C; Crossley, D. A. 1996. *Fundamentals of soil Ecology*. Academic Press. London, United Kingdom. 205 pp.

Conway, G. 1994. Sustainability in agricultural development: Trade-offs between productivity, stability and equitability. *Journal for farming systems and Research-Extensions*, 4(2):1-14.

Cordero, J; Boshier, D; CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza CR). 2003. *Árboles de Centroamérica: Un manual para extensionistas*, Costa Rica. 1079 pp.

Decaëns, T; Mariani, L; Lavelle, P. 1999. Soil surface macrofaunal communities associated with earthworms casts in grasslands of the Eastern Plains of Colombia. *Applied Soil Ecology*, 13:87-100

Decaëns, T; Jiménez, J. 2002. Earthworm communities under an agricultural intensification gradient in Colombia. *Plant and Soil*, 240:133-143.

De Clerck, F. A. J; Negreros-Castillo, P. 2000. Plant species of traditional Mayan homegardens of Mexico as analogs for multistrata agroforests. *Agroforestry Systems*, 48: 303–317.

Delabie, J. H. C; Céréghino, R; Groc, S; Dejean, A; Gibernau, B; Corbara, B; Dejean, A. 2009. Ants as biological indicators of Wayana Ameridian land use in French Guiana. *C.R. Biologies*, 332:673-684.

Dzib-Castillo, B; Chanatásig-Vaca, C; Gonzalez-Valdivia, N. 2014. Estructura y composición en dos comunidades arbóreas de la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85:167-178.

Edwards, C. A; Bohlen, P. J. 1996. *Biology and Ecology of earthworms*. Chapman & Hall, London.

Ekschmitt, K; Griffiths, B. 1998. Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogeneous and variable environment. *Applied Soil Ecology*, 10:201-215.

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

Fonte, S. J; Winsome, T; Six, J. 2009. Earthworm populations in relation to soil organic matter dynamics and management in California tomato cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 41: 206-214

Fragoso, C. 1993. Les peuplements de vers de terre dans l'est et sud-est du Mexique. Tesis doctoral. Universidad Paris 6. Paris. 225 pp.

Fragoso, C; Lavelle, P. 1992. Earthworm communities of tropical rain forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 24(12)1397-1408.

Fragoso, C; Lavelle, P. 1995. Are earthworms important in the decomposition of tropical litter in: Reddy, M; (ed.) *Soil organisms and litter decomposition in the Tropics*. Oxford & IBH, Delhi, 103-112 pp.

Fragoso, C; Brown, C. C; Patrón, J. C; Blanchart, E; Lavelle, P; Pashanasi, B; Senapati, B; Kumar, T. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Applied Soil Ecology*, 6:17-35

Fragoso, C; Lavelle, P; Blanchart, E. 1999. Earthworm communities of tropical agroecosystems: origin, structure and influence of management practices. En: Lavelle, P; Brussaard, L; & Hendrix, P. (eds.). *Earthworm management in Tropical Agroecosystems*. CAB International, Wallingford. Pp 27-56.

Fresco, L.O; Westphal, E. 1988. 'A Hierarchical Classification of Farm Systems'. *Experimental Agriculture*, 24: 399-419.

Fuentes-Aguilar, L. 1980. Crisis, Subalimentación e inseguridad social. Instituto de Geografía, UNAM.

Graham, J. H; Krzysik, A. J; Kovacic, D. A; Duda, J. J; Freeman, D. C; Emlen, J. M; Zak, J. C; Russell Long, W; Wallace, M. P; Chamberlin Graham, C; Nutter, J. N; Balbach. H. E. 2008. Ant community composition across a gradient of disturbed military landscapes at Fort Benning, Georgia. *Southeastern Naturalist* 7(3):429-448.

Geilfus, F. 1994. El arbol al servicio de la agricultura . Turrialba: CATIE. Pp 778

Gliessman, S. 2002. Agroecología; procesos ecológicos en agricultura sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 359 pp.

Guiller, K; Beare, M; Lavelle, P; Izac, A; Swift, M. 1997. Agricultural intensification, soil diversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology*, 6:3-16.

Gutierrez, J. L; Jones, C. G. 2006. Physical ecosystem engineers as agents of biogeochemical heterogeneity. *BioScience*, 56(3):227-236.

Hart, R. D. 1985. Conceptos básicos sobre agroecosistemas. CATIE, Turrialba Costa Rica. 160pp.

Havlin, J. L; Beaton, J. D; Tisdale, S. L; Nelson, W. R. 1999. Soil Fertility and Fertilizers, An introduction to Nutrient Management. Prentice Hall Inc., New Jersey; 1999, 6th edition

Hedde, M; Lavelle, P; Joffre, R; Jiménez, J. J; Decaëns, T. 2005. Specific functional signature in soil macro-invertebrate biostructures. *Functional Ecology*, 19: 785–793

Hölldobler, B; Wilson, E. O. 1990. The ants. Belknap Press, Harvard University, Cambridge.

Hoffman, B. D; Andersen, A. N. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Australian Ecology*, 28: 444-464.

Huerta, E. 2002. Etude comparative des facteurs qui determinent la biomasse et la densité de vers de terre dans les zones naturelles et anthropisées dans les sols de tropiques. These de Doctorat. Université Paris VI Pierre et Marie Curie. 188pp.

Huerta, E; Rodríguez-Olán, J; Evia-Castillo, I; Montejo-Meneses, E; de la Cruz-Mondragón, M; García-Hernández, R. 2005. La diversidad de lombrices de tierra (Annelida, oligochaeta) en el estado de Tabasco, México. *Universidad y Ciencia: Trópico Humedo*, 21 (42) 73-83.

Huerta, E; Fragoso, C; Rodríguez-Olán, J; Evia-Castillo, I; Montejo-Meneses, E; de la Cruz-Mondragón, M; García-Hernández, R. 2006. Presense of exotic and native earthworms in principal agro and natural systems in Central and Southeastern Tabasco, México. *Caribbean Journal of Science*, 42(3):359-365.

Huerta, E; Rodríguez-Olán, J; Evia-Castillo, I; Montejo-Meneses, E; de la Cruz-Mondragón, M; García-Hernández, R; Uribe, S. 2007. Earthworms and soil properties in Tabasco, México. *European Journal of Soil Biology*, 43:190-195.

Huerta, E; Kampichler, C; Geissen, V; Ochoa-Gaona, S; de Jong, B; Hernández-Daumás, S. 2009. Towards an ecological index for tropical soil quality base don soil macrofauna. *Pesquisa Apropcuaria Brasileira, Brasilia*, 44(8):1056-1062).

Huerta, E; Van der Wal, H. 2012. Soil macroinvertebrates, abundance and diversity in home gardens in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology*, 50:68-75.

Huhta, V. 2007. The role of soil fauna in ecosystems: a historical review. *Pedobiología (Jena)*, 50:489-495.

Ingham, E. R; Trofymow, J. A; Ames, R. N; Hunt, H. W; Morley, C. R.J; Moore, C; Coleman, D. C. 1986. Trophic Interactions and Nitrogen Cycling in a Semi-Arid Grassland Soil. II. System Responses to Removal of Different Groups of Soil Microbes or Fauna. *Journal of Applied Ecology*, 23 (2): 615-630.

Jiménez-Osorio, J; Rorive, B. 1999. Los camellones chinampas tropicales. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.

Jiménez, J; Thomas, R. 2003. El arado natural: Las comunidades de macroinvertebrados del suelo en las sabanas neotropicales de Colombia. CIAT. 444pp.

Jones, C; Lawton, J; Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69: 373-386.

Klepeis, P. 2004. Forest extraction to theme parks: the modern history of land change. Pages 39–59 in Turner, B. L; Geoghegan, J; Foster, D. R. editors. *Integrated land-change science and tropical deforestation in the southern Yucatán, final frontiers*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Kumar, B.M; Nair, P. 2004. The enigma of tropical homegardens. *Agroforestry Systems*, 61: 135–152

Lal, R. 1988. Effects of macrofauna on soil properties in tropical systems. *Agricultural Ecosystems Environment*, 24:101-116.

Lavelle, P; Pashanasi, B. 1989. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto) *Pedobiologia*, 33:283-291.

Lavelle, P. 1994. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. En: Etchevers, J; Aguilar, A; Nuñez, R; Alcántar, G; Sánchez, P (eds.). *Trans. 15th World Congress of Soil Science 1*. Pp. 189-220.

Lavelle, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33, 3–16.

Lavelle, P; Blanchart, A; Martin, A; Martin, S; Spain, A. V; Toutain, F; Barois, I; Schaefer, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica*, 25:130-150.

Lavelle, P; Bignell, D; Lepage, M. 1997. Soil function in a changing world. The role of invertebrate ecosystems engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33:159-193.

Lavelle, P., E. Barros, E. Blanchart, G. Brown, T. Desjardins, L. Mariani & R. Jean-Pierre. 2001. SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61:53-61.

Lavelle, P. y Spain, A.V. 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishing. 684pp.

Lavelle, P; Charpentier, F; Villenave, C; Rossi, J; Derouard, L; Pashanasi, B; André, J; Ponge, J; Bernier, N. 2004. Effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics at a landscape scale over decades. *Earthworm Ecology*, 145-160

Lavelle, P; Spain, A. V. 2005. *Soil Ecology*. Springer. Netherlands. 688pp.

Lavelle, P; Senapati, B; Barros, E. 2003. Soil macrofauna. En: Schroth, G; Sinclair, F. (eds.). Trees, Crops and soil fertility concepts and research methods. CABI Publishing, Cromwell Press, Trowbridge, UK. Pp. 303-324.

Lee, K.1985. Earthworms : Their ecology and Relationships with soils and land use. Academic Press: New York.

Lok, R. 1998. Introducción a los huertos caseros tradicionales tropicales. CATIE-GTZ. Turrialba, Costa Rica. 157pp.

Martin, A. 1991. Short- and long-term effects of the endogeic earthworm *Millsonia anomala* (Omodeo) (Megascolecidae, Oligochæta) of tropical savannas, on soil organic matter. *Biology and Fertility of Soil*, 11: 234-238.

Masera, O; Astier, M; López-Ridaura, S. 1999. Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El marco de evaluación MESMIS. Mundi Prensa México, SA de CV, México D.F., México. 109p.

Mathieu, J. M.; Jean-Pierre, R.; Grimaldi, M.; Mora P.; Lavelle, P.; Corinne, R.; 2004. A multi-scale study of soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Biology and Fertility of Soils*, 40: 3000-3005.

Minelli, A. 1993. Chilopoda. En: Harrison F.W. (ed.) *Microscopic Anatomy of Invertebrates*. New York: Wiley-Liss, 12: 57-114.

Montagnini, F. 1992. Sistemas agroforestales: principios y aplicaciones en los trópicos 2ed. Organización para estudios tropicales. San José, Costa Rica. Pp. 622.

Montagnini, F. 2006. Homegardens of Mesoamérica: Biodiversity, food security, and nutrient management. In: *Tropical Homegardens: A time – tested example of*

sustainable agroforestry. Kumar, B.M. & Nair, P.K.R. (Eds.). Pp.61-86. Springer, Dordrecht, Holanda.

Moore, J. C; Ruiter, P. C. 1991 Temporal and spatial heterogeneity of trophic interactions within below-ground food webs. *Agriculture, Ecosystems & Environment*

Mora, P; Seugé, C; Chotte, J. L; Rouland, C. 2003. Physico-chemical typology of the biogenic structures of termites and earthworms: a comparative analysis. *Biology and Fertility of Soils*, 37, 245–249.

Nair, P. 1993. An introduction to agroforestry. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 499pp.

Nemeth, A; Herrera, R. 1982. Earthworms populations in Venezuelan tropical rain forest. *Pedobiología*, 23: 437-443.

Nyawira, M. M; karanja, D; Mwangi, W. G; Mwangi, M. J; Wandwi, M. C; Mugoya, C; Muchai, M. 2012. Land use practices and their implications on soil macro-fauna in Maasai Mara ecosystem. *International Journal of Biodiversity and Conservation* 4(13) 500-514.

Ouédraogo, E; Mando, A; Zombie, N. P. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low-input agricultural system in West Africa. *Agricultural Ecosystems and Environment*, 84: 259-266.

Paoletti, M. 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agricultural Ecosystems and Environment*, 74:137-155.

Parmelee, R. W; Bohlen, P. J; Blair, J. M. 1998. Earthworms and nutrient cycling processes: integrating across the ecological hierarchy. En: Earthworm Ecology. Ed. St Lucie Press. Pp 123-143.

Peck, S. I., B. Mcquaid & C. L. Campbell. 1998. Using ant species as a biological indicator of Agroecosystem condition. *Environmental Entomology*, 27(5):1102-1110.

Perfecto, I; Vandermeer, J. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in Southern Mexico. *Conservation Biology*, 16(1): 174-182.

Peyre, A; Guidal, A; Wiersum, K. F; Bongers, F. 2006. Dynamics of homegardens structure and function in kerala, India. *Agroforestry Systems*, 66: 101-115

Pieri, C., 1989. Fertilité de terres de savane. Bilan de trente ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara. Ministère de la Coopération. CIRAD. Paris, France. 444pp.

Pimbert, M. P; Thompson, J; Vorley, W. T; Fox, T; Kanji, N; Tacoli, C. 2001. Global restructuring, Agri-food systems and livelihoods. *Gatekeeper Series*, 100: 5-24.

Rana, N; Rana, S; Kan, H; Sohail, A. 2010. Assessment of possible threats to soil macro-invertebrates diversity in wheat fields from high input farming. *International Journal of Agriculture and Biology*, 12(8): 801-808.

Remmers, G; De Koeijer, H. 1992. The T'OLCHE, a Maya system of communally managed forest belts: the causes and consequences of its disappearance. *Agroforestry Systems*, 18:149-177.

Reynolds, J. W; Cook, D. G. 1976. Nomenclatura Oligochaetologica. The University of New Brunswick, Fredericton.

Ríos, R; García-Peña, E. 2001. Estado actual del manejo forestal en México. Proyecto información y análisis para el manejo forestal sostenible: integrando esfuerzos nacionales e internacionales.

Richards, O. W; Davies, R. G. 1984. Tratado de Entomología Imms. Clasificación y Biología. Ediciones Omega S.A. Barcelona, España. 998pp.

Rizo-Patrón, F; Kumar, A; McCoy, M; Springer, M; Trama, F. 2013. Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological indicators*, 29:68-78.

Ruthenberg, H. 1980. Farming systems in the tropics. 3rd edition. Clarendon Press, Oxford. Pp 424

Sierwald, P; Bond, J. E. 2007. Current status of the Myriapod class Diplopoda (Millipedes): Taxonomic Diversity and Phylogeny.

Soemarwoto, O. 1987. Homegardens: A traditional agroforestry system with a promising future. En: Stepler, H. A; Nair P. (eds.). *Agroforestry: A Decade of Development*, ICRAF, Nairobi. Pp. 157–170

Spain, A. V; T. Okello-Oyola. 1985. Variation in the growth of two tropical pasture plants on soils associated with the termitaria of *Amitermes luurensis* (Isoptera: Termitinae) p. 141-145. En: R.B. Chapman (ed.) *Proc. 4th Australasian Conference on Grassland Invertebrate Ecology*. Caxton Press, Christchurch, NZ.

Torquebiau, E. 1992. Are tropical agroforestry home gardens sustainable? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 41 (2): 189–207

Velasquez, E; Lavelle, P; Andrade, M. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39:3066-3080.

Wiersum, K. F. 1995. 200 Years of Sustainability in Forestry: Lessons from History. *Environmental Management*, 19 (3): 321-329

Wolters, V. 2001. Biodiversity of soil animals and ecosystem functions. *European Journal of Soil Biology*, 37: 221-227.

CAPITULO 2

Artículo publicado en Acta Zoológica Mexicana (n.s.) (2011)

EFFECTO DEL USO DE SUELO EN LAS HORMIGAS (FORMICIDAE: HYMENOPTERA) DE TIKINMUL, CAMPECHE, MEXICO

Cristina Isabel Chanatásig-Vaca* (cchanata@ecosur.mx), Esperanza Huerta Lwanga** (ehuerta@ecosur.mx), Patricia Rojas Fernández (patricia.rojas@inecol.edu.mx)***, Alejandro Ponce-Mendoza** (Jano_ponce@hotmail.com), Jorge Mendoza Vega* (jmendoza@ecosur.mx), Alejandro Morón Ríos* (amoron@ecosur.mx), Hans Van der Wal** (hvanderwal@ecosur.mx), Benito Bernardo Dzib-Castillo* (bdzib@ecosur.mx)

Autor por correspondencia: Cristina Isabel Chanatásig-Vaca (cchanatasig@yahoo.com.mx)

* El Colegio de la Frontera Sur, Calle 10 x 61 núm. 264, Col. Centro, CP 24000, San Francisco de Campeche, Campeche, México.

** El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo, sección II CP 86280, Villahermosa, Tabasco

*** Instituto de Ecología, A.C., Km 2.5 Car. Antigua a Coatepec 351, Congregación El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.

RESUMEN

Se comparó el efecto del uso de suelo sobre la mirmecofauna del ejido de Tikinmul, Campeche, México. El estudio se llevó a cabo en monocultivos de cedro y huertos caseros, durante la época seca y lluviosa. Para la colecta de especies se utilizó el método Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) modificado para sistemas agroforestales. Se encontraron un total de 37 morfoespecies, de las cuales nueve son exclusivas de cada uno de los dos sistemas, mientras 19 están presentes en ambos. Se observa una similitud (Sörensen) de 60.4% entre sistemas y 68% entre épocas. La subfamilia Myrmicinae con 8 géneros y 17 especies fue la mejor representada en el estudio. *Solenopsis geminata* y *Dorymyrmex* sp. fueron especies dominantes e indicadoras del monocultivo. La densidad de hormigas fue más alta en los monocultivos. No se encontró relación directa de la intensidad de manejo con la riqueza de especies. La cantidad de hojarasca se muestra como el factor determinante de abundancia de las hormigas. Los agroquímicos afectan de manera indirecta a sus poblaciones.

Palabras clave: agroecosistemas, riqueza de especies, mirmecofauna.

ABSTRACT

The effect of land use on ants was compared in Tikinmul, Campeche, Mexico. The research was carried out in cedar monocultures and homegardens, during dry and wet seasons. TSBF method modified to agroforestry systems was used to collect ants. 37 species were collected, nine of which were exclusive to both systems, while 19 were present in both systems. A similarity (Sörensen index) of 60.4% between systems and 68% between seasons was observed. The Myrmecinae Subfamily with eight genera and 17 species was the most represented. *Solenopsis geminata* and

Dorymyrmex sp. were dominant and indicator species of monoculture system. Ant density was higher in monocultures. A direct relationship between management intensity and species richness was not found. Litter amount appear to be the determinant factor to define ants abundance. Ants populations were affected indirectly by agrochemicals.

INTRODUCCION

Los cambios en la composición de la vegetación (i.e. de sistemas diversos a monocultivos), aunados a la degradación física y química del suelo, pueden impactar en la abundancia y composición de especies (Brown *et al.* 2004, Lavelle *et al.* 2001, Wolters *et al.* 2000) y afectar las propiedades o atributos básicos de los ecosistemas (Maser *et al.* 1999) y los bienes y servicios que estos proveen a la humanidad (Duffy 2002, Hooper *et al.* 2005).

Las propiedades del ecosistema dependen fuertemente de la biota, en términos de las características funcionales de los organismos presentes y la distribución y abundancia de estos organismos en el espacio y el tiempo (Brussard 1998). En este sentido las hormigas juegan un papel como ingenieros del ecosistema (Folgarait 1998, Jones *et al.* 1994) influenciando procesos biogeoquímicos que pueden afectar la disponibilidad de recursos, los flujos de materiales, las condiciones de humedad y temperatura del suelo, que afectan a otros organismos y procesos del sistema (Gutierrez & Jones 2006, Huhta 2007, da Silva *et al.* 2009). Las hormigas además son bioindicadores de disturbio debido a su alta diversidad y abundancia, a la variedad de nichos que ocupan, a su rápida respuesta a cambios ambientales y a su identificación relativamente fácil, pudiendo ser útiles en la evaluación de respuestas

bióticas frente a prácticas agrícolas como la fertilización, la fumigación y las quemas (Folgarait 1998, Graham *et al.* 2008, Peck *et al.* 1998).

En la Península de Yucatán los descendientes de la cultura Maya mantienen un rico acervo de prácticas agrícolas en sus agroecosistemas, entre ellas los huertos caseros (Montagnini 2006). Estos a menudo son considerados como estados intermedios entre un bosque natural y plantaciones forestales, debido a la alta diversidad de especies vegetales que se mantiene en ellos (Altieri 1991, Torquebiau & Penot 2006). De acuerdo a Lok (1998), esta alta diversidad del agroecosistema contribuye al mantenimiento de los organismos del suelo.

En el ejido de Tikinmul, los pobladores, en su mayoría de ascendencia maya, practican una agricultura tradicional en los huertos caseros que mantienen junto a sus viviendas, donde el laboreo consiste principalmente en el chapeo manual y donde el uso de agroquímicos es escaso. A la vez aplican una forma intensiva de agricultura en parcelas que son usadas con fines comerciales, en las cuales, al contrario del huerto casero, se utilizan frecuentemente productos químicos y métodos de laboreo mecánicos como la rastra. La conversión de un manejo agrícola tradicional a uno mecanizado puede tener secuelas en la biota del suelo, que pueden derivar en consecuencias negativas para el funcionamiento del agroecosistema. En el presente estudio se evaluaron los efectos de dos tipos de manejo agrícola en la mirmecofauna del suelo: manejo con bajos insumos en los huertos caseros, y manejo intensivo en plantaciones monoespecíficas de cedro (*C. odorata*); teniendo como hipótesis que la intensificación en el manejo agrícola disminuye la diversidad y altera la composición y abundancia relativa de las especies de hormigas presentes en suelo.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio. El poblado de Tikinmul pertenece al municipio de Campeche, México, se encuentra ubicado en las coordenadas 90°13'23" O y 19°45'55" N; a una altura promedio de 20 msnm. De acuerdo a la clasificación de Koeppen el clima es muy cálido subhúmedo (Aw1(w)(i')) (Orellana 1999).

Diseño del muestreo. Se seleccionaron cinco predios en cada uno de los dos tipos de agroecosistemas estudiados: a) plantaciones forestales monoespecíficas de cedro y b) huertos caseros donde se encontraron además del cedro, especies frutales.

En cada sistema se tuvieron cinco repeticiones, que dieron un total de 10 unidades de muestreo. En el caso de las plantaciones de cedro el tamaño de la unidad de muestreo fue de 10,000 m², mientras que en los huertos caseros la superficie fue de 2,500 m². Para la selección de las parcelas de muestreo, se realizó un recorrido por el área de estudio, tanto en la zona de producción, como en la zona urbana donde se encuentran los huertos caseros. Se identificaron parcelas con características similares en cuanto a topografía, tipo de suelo, especies cultivadas y edad de las plantas de cedro (3 a 4 años). Adicionalmente se entrevistó a los propietarios para obtener información acerca del uso y manejo actual y anterior del suelo. Con esta información se seleccionaron las parcelas con características similares que constituyeron las repeticiones dentro de cada uno de los sistemas estudiados.

En cada parcela o unidad de muestreo se seleccionaron aleatoriamente cuatro sitios de muestreo o unidades representativas más pequeñas (URP) *sensu* Lavelle *et al.* 2003; compuestas cada una por un árbol de cedro y cuatro monolitos de suelo dispuestos en línea recta, con una separación de 50 cm entre ellos. Se realizaron

dos muestreos en campo, uno durante la época seca (marzo 2008) y otro al final de la época de lluvia (diciembre 2008).

Muestreo en campo. En cada URP se extrajeron, con la ayuda de una pala, cuatro monolitos de suelo de 25 x 25 cm de ancho y 30 cm de profundidad. De la superficie de cada uno de los monolitos se colectó la hojarasca, para determinar su peso seco. Se colocó el suelo de cada monolito en diferentes recipientes, separando las muestras correspondientes a los primeros 10cm de profundidad, del suelo que se encontraba entre los 10 y los 30cm; del suelo de cada profundidad se tomaron muestras de 100 g para determinar materia orgánica, pH y textura. Se tomaron muestras de suelo con cilindros metálicos para determinar su densidad aparente y el porcentaje de humedad en las dos profundidades analizadas (0-10 y 10-30 cm). La colecta de macroinvertebrados se basó en el método de Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) (Anderson & Ingram 1994), modificado para sistemas agroforestales por Lavelle *et al.* (2003). Los datos de manejo del suelo se obtuvieron a partir de una entrevista realizada a cada uno de los productores en cada colecta.

Análisis de datos. Para la determinación de materia orgánica se utilizó el método de Walkley y Black, para el pH la solución 1:2 en agua, la textura se determinó mediante el método del hidrómetro de bouyoucos, la humedad relativa por gravimetría y la densidad aparente por el método TSBF. Los datos de los parámetros físico-químicos del suelo fueron analizados con la prueba no paramétrica de Wilcoxon para determinar si existían diferencias entre sistemas a diferentes profundidades.

Se identificaron y contabilizaron las morfoespecies de hormigas presentes en los dos agroecosistemas y en las dos épocas de colecta, para obtener la riqueza de

especies como medida de la diversidad. Adicionalmente se realizó un análisis para estimar el número total de especies de hormigas que se podrían encontrar en los agroecosistemas de Tikinmul, para lo cual se utilizó el Software “Species accumulation” (CIMAT 2003), que selecciona el mejor modelo para un grupo de datos y el número total de especies de acuerdo a este modelo (Díaz-Francés & Soberón 2005). También se utilizó el índice de Similitud de Sørensen para la comparación de la diversidad entre sistemas.

Como medida de abundancia se utilizó la densidad, la biomasa, la frecuencia de ocurrencia (FO) y la frecuencia relativa (FR). Para determinar si existían diferencias en la densidad y la biomasa de las hormigas, entre sistemas, épocas y diferentes profundidades del suelo se aplicó la prueba de Wilcoxon. La FO indica el porcentaje de parcelas en las que se encontró una especie determinada; mientras la FR muestra el porcentaje que representa una especie respecto al total de especies encontradas.

$$FO = (n / N) 100$$

$$FR = (n / \sum n) 100$$

Donde:

N= número de parcelas donde se muestreó

n= número de parcelas donde se encontró la especie

$\sum n$ = sumatoria del número de parcelas donde se encontraron todas las especies

Tanto la FO, como la FR consideran la presencia o ausencia de una especie en cada sitio de captura (parcela), sin tomar en cuenta la cantidad de individuos, como

estrategia para salvar el problema de la alta desviación estándar, común en muestreos de hormigas (Rojas 2009, com. pers.).

Para determinar especies indicadoras de cada sistema se utilizó el Valor Indicador de especies (IndVal) propuesto por Dufrêne & Legendre (1997); un valor $p < 0.05$ y un porcentaje mayor del 70% permiten considerar a una especie como indicadora del sitio o hábitat (McGeoch *et al.* 2002, van Rensburg *et al.* 1999). Se utilizaron las funciones 'duleg' para el cálculo del Ind Val y p.adjust para el valor p, ambas del programa "Labdsy" de la librería de R (<http://cran.rproject.org/web/packages/labdsy/index.html>).

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a los datos físico-químicos del suelo, variables de manejo y de morfoespecies de hormigas. A partir del ACP se realizó un análisis de correlación canónica (ACC) (Ter Braak 1986) para detectar cuales de las variables físico-químicas y de manejo explican variaciones en la comunidad de hormigas. Se utilizó el paquete ADE-4 (Analysis of Ecological Data : Exploratory and Euclidean methods in Environmental sciences) para el ACP (Chessel *et al.* 2004) y el ACC (Dray & Dufour 2007). Para la ejecución de todos los programas estadísticos se utilizó el ambiente R 2.9 (R Development Core Team 2008).

RESULTADOS

Propiedades físico-químicas y de manejo del suelo. Los suelos en Tikinmul tienen una textura arcillosa (Cuadro 1). Sin embargo en los huertos caseros se presenta una tendencia hacia la textura franco-arcillosa. De esta manera los porcentajes de arcilla son significativamente mayores en los monocultivos ($p < 0.001$), mientras la arena y el limo son significativamente mayores ($p < 0.001$) en los huertos caseros. La

biomasa de hojarasca es significativamente mayor en el monocultivo ($P < 0.001$). El suelo de los huertos caseros tiene mayores contenidos de materia orgánica ($p < 0.001$) en comparación con el suelo de los monocultivos. Mientras la densidad aparente del suelo es mayor en los monocultivos ($p < 0.0001$). Los suelos de ambos sistemas son ligeramente básicos, sin embargo el pH del huerto casero es significativamente mayor ($p < 0.001$). Los contenidos de humedad relativa variaron significativamente ($p < 0.0001$) entre profundidades dentro de cada sistema. El mayor contenido de humedad se encontró entre los 10-30 cm de profundidad del suelo de ambos sistemas. No hubo diferencia entre sistemas.

Las prácticas de manejo más comunes observadas en el ejido de Tikinmul, incluyen el uso de agroquímicos principalmente en el monocultivo, con el objetivo de fertilizar, y eliminar plagas y malezas, aunque estas últimas son controladas también con métodos mecánicos como el chapeo y el uso de la rastra. Los fertilizantes más utilizados son el Triple 17 (17% N, 17% P y 17%K), el 18-46-00 (18% N y 46% P) y la urea (45% N). Los herbicidas que tienen como principio activo el Glifosato (N-fosfometil glicina) son de uso más difundido en la región. El riego es también una práctica común en el ejido y se realiza con la ayuda de una bomba que extrae agua de los mantos freáticos del suelo, para ser transportada por canales que llegan a cada una de las parcelas.

Diversidad y abundancia de hormigas. Se encontraron un total de 37 especies, de las cuales nueve especies son exclusivas de cada uno de los dos sistemas, mientras 19 están presentes en huertos caseros como en monocultivos (Cuadro 2). La estimación del número total de especies que se podrían encontrar en los agroecosistemas de Tikinmul es de 52.

Cuadro 1. Propiedades físico-químicas del suelo de los dos agroecosistemas estudiados.

| Sitios/ profundidad | Arcilla (%) | | Limo (%) | | Biomasa de Hojasca | | Materia Orgánica (%) | | pH | | Densidad aparente | | Humedad relativa | |
|----------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------------|-------------------|-------------------------|---------------|---------------|---------------|----------------------|-------------------|---------------------|----------------|
| | Arena (%) | Arcilla (%) | Limo (%) | Limo (%) | Hojasca | Hojasca | Orgánica (%) | Orgánica (%) | pH | pH | g/cm ³ | g/cm ³ | (%) | (%) |
| Huerto casero (0-10cm) | 29.92 ± 7.97 a | 48.89 ± 8.65 d | 21.18 ± 4.29 a | 21.18 ± 4.29 a | 452.32 ± 336.12 b | 452.32 ± 336.12 b | 5.36 ± 1.7 a | 5.36 ± 1.7 a | 7.80 ± 0.25 a | 7.80 ± 0.25 a | 1.11 ± 0.13 b | 1.11 ± 0.13 b | 16.97 ± 4.38 b | 16.97 ± 4.38 b |
| Huerto casero (10-20cm) | 28.39 ± 7.39 a | 51.95 ± 8.41 c | 19.66 ± 3.48 b | 19.66 ± 3.48 b | - | - | 3.84 ± 1.42 b | 3.84 ± 1.42 b | 7.78 ± 0.28 a | 7.78 ± 0.28 a | 1.13 ± 0.11 b | 1.13 ± 0.11 b | 20.75 ± 2.67 a | 20.75 ± 2.67 a |
| Monocultivo (0-10cm) | 24.20 ± 4.23 b | 55.65 ± 5.27 b | 20.15 ± 3.75 b | 20.15 ± 3.75 b | 523.20 ± 230.64 a | 523.20 ± 230.64 a | 3.59 ± 0.59 b | 3.59 ± 0.59 b | 7.26 ± 0.34 b | 7.26 ± 0.34 b | 1.12 ± 0.11 b | 1.12 ± 0.11 b | 18.29 ± 6.18 b | 18.29 ± 6.18 b |
| Monocultivo (10-20cm) | 22.25 ± 4.05 c | 58.85 ± 4.76 a | 18.90 ± 3.6 c | 18.90 ± 3.6 c | - | - | 3.13 ± 0.58 c | 3.13 ± 0.58 c | 7.18 ± 0.39 b | 7.18 ± 0.39 b | 1.24 ± 0.11 a | 1.24 ± 0.11 a | 21.92 ± 5.63 a | 21.92 ± 5.63 a |

Cuadro 2. Riqueza de especies de hormigas en los agroecosistemas de Tikinmul

| SUBFAMILIA | MORFOESPECIE | HUERTO | |
|---------------------------|------------------------------|-------------|--------|
| | | MONOCULTIVO | CASERO |
| Myrmicinae | <i>Pheidole</i> sp 1 | X | X |
| | <i>Pheidole</i> sp 2 | | X |
| | <i>Pheidole</i> sp 3 | X | X |
| | <i>Pheidole</i> sp 4 | X | X |
| | <i>Pheidole</i> sp 5 | X | X |
| | <i>Solenopsis geminata</i> | X | X |
| | <i>Solenopsis</i> sp 1 | | X |
| | <i>Solenopsis</i> sp 2 | X | |
| | <i>Cardiocondyla nuda</i> | | X |
| | <i>Cardiocondyla reina</i> | X | |
| | <i>Crematogaster</i> sp 1 | | X |
| | <i>Crematogaster</i> sp 2 | X | X |
| | <i>Tetramorium similimum</i> | | X |
| | <i>Tetramorium spinosum</i> | | X |
| | <i>Acromyrmex</i> | | |
| | <i>octospinosus</i> | X | |
| <i>Cephalotes minutus</i> | | X | |
| Ponerinae | <i>Hypoponera</i> sp 1 | X | X |
| | <i>Hypoponera</i> sp 3 | X | X |
| | <i>Hypoponera nitidula</i> | X | |
| | <i>Leptogenys</i> sp 1 | X | X |
| | <i>Leptogenys</i> sp 2 | | X |

| | | | |
|--------------------------|--------------------------|-----------|-----------|
| | <i>Odontomachus</i> | | |
| | <i>yucatecus</i> | X | X |
| | <i>Pachycondyla</i> sp | X | X |
| Pseudomyrmecinae | <i>Pseudomyrmex</i> sp 1 | X | X |
| | <i>Pseudomyrmex</i> sp 2 | X | X |
| | <i>Pseudomyrmex</i> sp 3 | X | |
| | <i>Pseudomyrmex</i> sp 4 | X | |
| Ecitoninae | <i>Labidus coecus</i> | X | X |
| | <i>Labidus predator</i> | X | X |
| | <i>Nomamyrmex</i> sp | | X |
| Formicinae | <i>Camponotus</i> sp | X | |
| | <i>Paratrechina</i> | | |
| | <i>longicornis</i> | X | X |
| Dolichoderinae | <i>Dorymyrmex</i> sp | X | X |
| | <i>Forelius</i> sp | X | X |
| Proceratiinae | <i>Proceratium</i> sp | X | |
| | <i>Ectatomma</i> | | |
| Ectatomminae | <i>tuberculatum</i> | X | |
| Cerapachinae | <i>Acanthostichus</i> sp | X | X |
| Total de especies | 37 | 28 | 28 |

La subfamilia Myrmicinae con ocho géneros y 16 especies es la mejor representada; seguida de las subfamilias Ecitoninae con dos géneros y tres especies y Formicinae junto a Dolichoderinae, también con dos géneros, pero con dos especies cada una.

Pseudomyrmecinae, Proceratiinae, Ectatominae y Cerapachinae están representadas cada una por un género; de éstas la primera subfamilia tiene cuatro especies y las restantes, una sola. Las hormigas Ponerinae están conformadas por cuatro géneros y siete especies.

Pheidole con cinco es el género con más especies, *Hypoponera* y *Pseudomyrmex* reúnen a cuatro especies, *Solenopsis* a tres, *Crematogaster*, *Tetramorium*, *Cardiocondyla*, *Leptogenys*, *Labidus* y *Paratrechina* a dos especies por género, mientras los demás géneros están representados por una sola.

El análisis de la diversidad beta (Índice de Sørensen) entre ambos sistemas indica que presentan un 60 % de similitud, en cuanto que la similitud entre épocas es de 68 %.

Los datos de frecuencia de ocurrencia (FO), frecuencia relativa (FR) y el valor indicador de especies (Ind Val) (Cuadro 3) muestran la dominancia de *S. geminata* y *Dorymyrmex* sp., que en conjunto representan más de la cuarta parte de observaciones en los monocultivos. En la FR se observa equidad en cuanto al porcentaje que representa cada una de las especies colectadas en los huertos caseros, respecto al total. Las especies del género *Pheidole* también tienen una alta presencia tanto en el huerto casero como en el monocultivo; en el huerto casero *Pheidole* sp. 4 representa más de la décima parte del total de individuos, y en conjunto, las especies de este género son casi la tercera parte de las hormigas de este sistema y la cuarta parte de las hormigas del monocultivo.

Cuadro 3. Frecuencia de ocurrencia (FO), Frecuencia relativa (FR) y Valor indicador (Ind Val) de las especies de hormigas presentes en agroecosistemas de Tikinmul, Campeche. Un Ind Val igual o mayor del 70% y $p < 0.05$ califican a una especie como indicadora.

| Morfoespecies | Huertos Caseros | | | | Monocultivos de cedro | | | |
|---------------------------------|-----------------|-----|---------|---|-----------------------|------|---------|---|
| | FO | FR | Ind Val | | FO | FR | Ind Val | |
| | | | % | p | | | % | p |
| <i>Solenopsis geminata</i> | 60.0 | 9.4 | 2.8 | a | 100.0 | 13.0 | 85.9 | a |
| <i>Dorymyrmex</i> sp | 50.0 | 7.8 | 4.5 | a | 90.0 | 11.7 | 81.9 | a |
| <i>Pheidole</i> sp 4 | 50.0 | 7.8 | 23.2 | a | 60.0 | 7.8 | 32.1 | b |
| <i>Leptogenys</i> sp 1 | 40.0 | 6.3 | 28.8 | a | 50.0 | 6.5 | 14.0 | b |
| <i>Labidus coecus</i> | 40.0 | 6.3 | 1.6 | a | 50.0 | 6.5 | 48.0 | b |
| <i>Pheidole</i> sp 1 | 30.0 | 4.7 | 8.4 | a | 50.0 | 6.5 | 36.0 | b |
| <i>Acanthostichus</i> sp | 20.0 | 3.1 | 11.1 | a | 40.0 | 5.2 | 17.8 | b |
| <i>Pheidole</i> sp 5 | 50.0 | 7.8 | 48.8 | a | 30.0 | 3.9 | 1.2 | b |
| <i>Solenopsis</i> sp 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 30.0 | 3.9 | 30.0 | b |
| <i>Pseudomyrmex</i> sp 1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 30.0 | 3.9 | 30.0 | b |
| <i>Pseudomyrmex</i> sp 4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 30.0 | 3.9 | 30.0 | b |
| <i>Hypoponera</i> sp 3 | 30.0 | 4.7 | 26.0 | a | 20.0 | 2.6 | 2.7 | b |
| <i>Odontomachus yucatecos</i> | 20.0 | 3.1 | 10.0 | a | 20.0 | 2.6 | 10.0 | b |
| <i>Hypoconera nitidula</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 20.0 | 2.6 | 20.0 | b |
| <i>Proceratium</i> sp | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 20.0 | 2.6 | 20.0 | b |
| <i>Ectatomma tuberculatum</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 20.0 | 2.6 | 20.0 | b |
| <i>Forelius</i> sp | 30.0 | 4.7 | 14.4 | a | 10.0 | 1.3 | 10.4 | b |
| <i>Paratrechina longicornis</i> | 30.0 | 4.7 | 28.5 | a | 10.0 | 1.3 | 0.5 | b |
| <i>Pheidole</i> sp 3 | 10.0 | 1.6 | 6.7 | a | 10.0 | 1.3 | 3.3 | b |

| | | | | | | | | |
|--------------------------------|------|-----|------|---|------|-----|------|---|
| <i>Pachycondyla</i> sp | 10.0 | 1.6 | 3.3 | a | 10.0 | 1.3 | 6.7 | b |
| <i>Pseudomyrmex</i> sp 2 | 10.0 | 1.6 | 5.0 | a | 10.0 | 1.3 | 5.0 | b |
| <i>Labidus predator</i> | 10.0 | 1.6 | 1.4 | a | 10.0 | 1.3 | 8.6 | b |
| <i>Crematogaster</i> sp 2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 10.0 | 1.3 | 10.0 | b |
| <i>Acromyrmex octospinosus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 10.0 | 1.3 | 10.0 | b |
| <i>Cardiocondyla reina</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 10.0 | 1.3 | 10.0 | b |
| <i>Pseudomyrmex</i> sp 3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 10.0 | 1.3 | 10.0 | b |
| <i>Camponotus</i> sp | 0.0 | 0.0 | 0.0 | a | 10.0 | 1.3 | 10.0 | b |
| <i>Nomamyrmex</i> sp | 30.0 | 4.7 | 30.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Crematogaster</i> sp 1 | 20.0 | 3.1 | 20.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Pheidole</i> sp 2 | 20.0 | 3.1 | 20.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Tetramorium spinosun</i> | 20.0 | 3.1 | 20.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Solenopsis</i> sp 2 | 10.0 | 1.6 | 10.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Cephalotes minutus</i> | 10.0 | 1.6 | 10.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Tetramorium similimum</i> | 10.0 | 1.6 | 10.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Cardiocondyla nuda</i> | 10.0 | 1.6 | 10.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Hypoponera</i> sp 1 | 10.0 | 1.6 | 10.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |
| <i>Leptogenys</i> sp 2 | 10.0 | 1.6 | 10.0 | a | 0.0 | 0.0 | 0.0 | b |

La alta FO aunado a un IndVal > 70% y una $p < 0.05$ de *S. geminata* (FO=100; $p=0.015$) y *Dorymyrmex* sp. (FO=90; $p=0.014$) en los monocultivos, permiten considerarlas como especies indicadoras de este ecosistema; no obstante, *S. geminata* también tiene una alta representatividad en huertos caseros, debido a su FO de 59 %, que sólo se encuentra por debajo de *Pheidole* sp. 4. La FO mayor al 70% en las dos especies indicadoras del monocultivo, evidencia además un patrón de dominancia en este sistema, que no ocurre con ninguna especie en los huertos caseros, donde se

observa una comunidad más proporcionada con un índice de equidad de 0.3, frente a 0.19 de los monocultivos.

La densidad de hormigas (Figura 1) es significativamente mayor ($p=0.0104$) en los monocultivos (121.85 ± 104.14 individuos/m²) que en los huertos caseros (51.70 ± 70.57 individuos/m²). Por otro lado, dentro de cada uno de los sistemas no existen diferencias estadísticamente significativas en la densidad entre las dos épocas ni a diferentes profundidades.

Correlación entre variables biológicas, físico-químicas y de manejo del suelo. Los dos ejes principales del ACP correspondiente a las características físico-químicas del suelo (Figura 2a) explican el 62% ($X=42.8$; $Y=19.2$) de la variabilidad. De todas las variables físico-químicas estudiadas, solamente la arcilla y la densidad aparente están fuertemente relacionadas con los monocultivos, por presentar valores más elevados en este sistema. La arena, el limo, el pH y principalmente la materia orgánica tienen una mayor correspondencia con el sistema huerto casero. Existe una ligera diferenciación de las variables analizadas entre época seca y fin de lluvias.

En el ACP del manejo del suelo (Figura 2b), los dos factores principales explican el 61.44% ($X= 42.84\%$; $Y= 18.60\%$) de la variabilidad y revelan que el manejo intensivo del suelo que implica la aplicación de productos químicos y métodos mecánicos de deshierbe, tiene mayor incidencia en el monocultivo. En los dos ACP del suelo, el eje vertical separa claramente los huertos caseros de los monocultivos y los distingue como dos sistemas diferentes con características físico-químicas y de manejo propias.

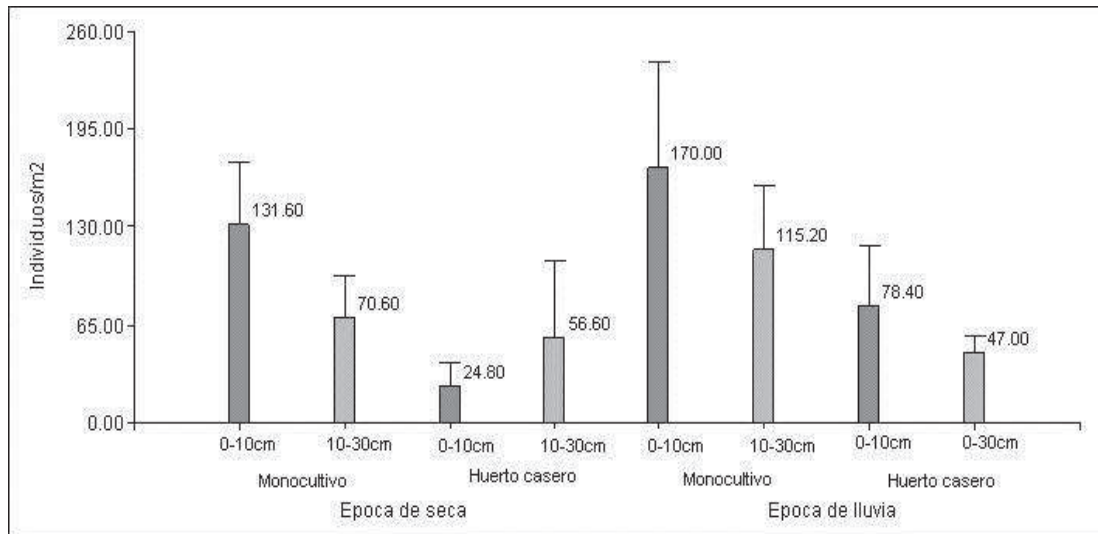


Figura 1. Densidad de hormigas en los dos agroecosistemas en época seca y lluviosa.

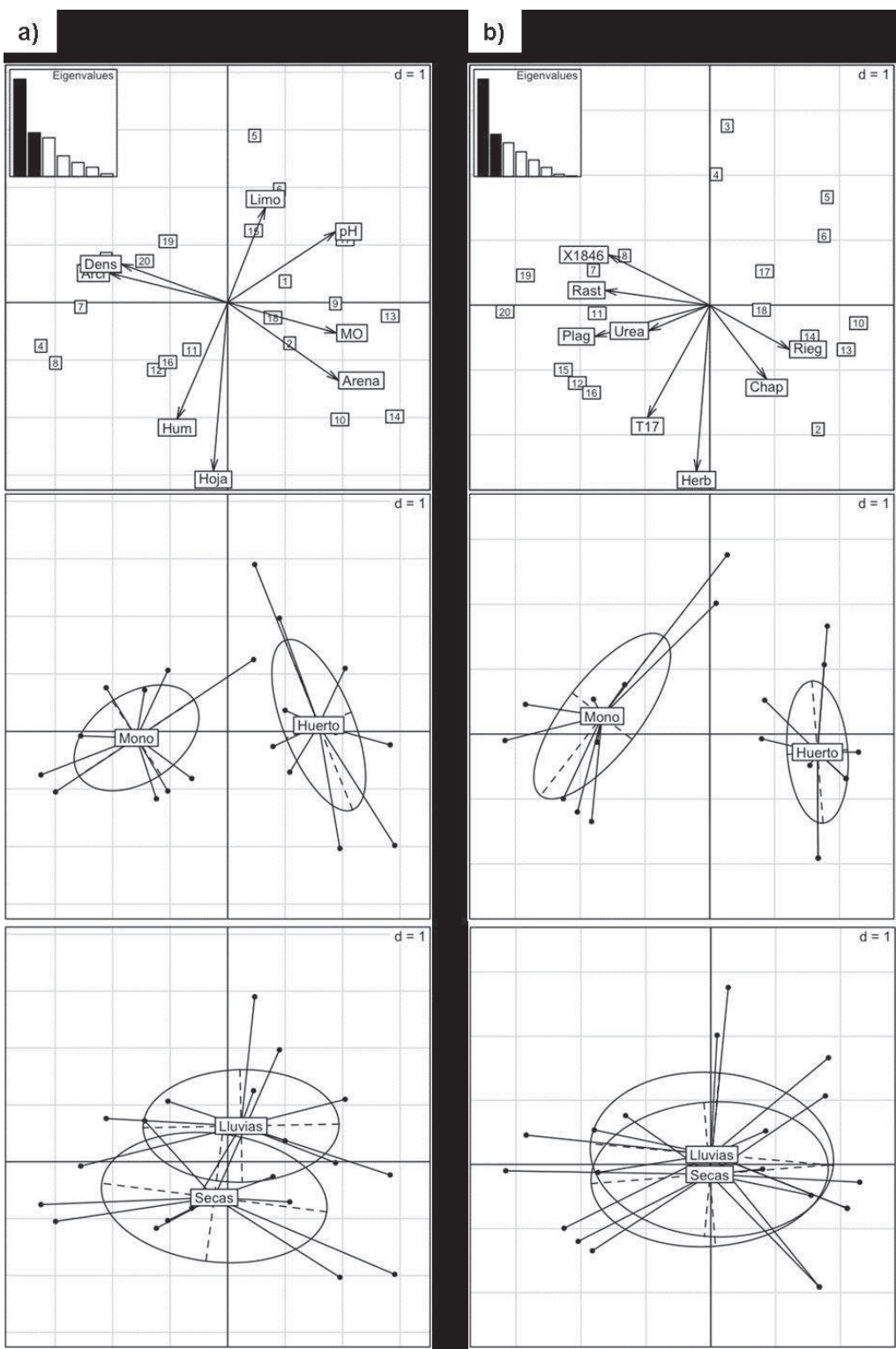


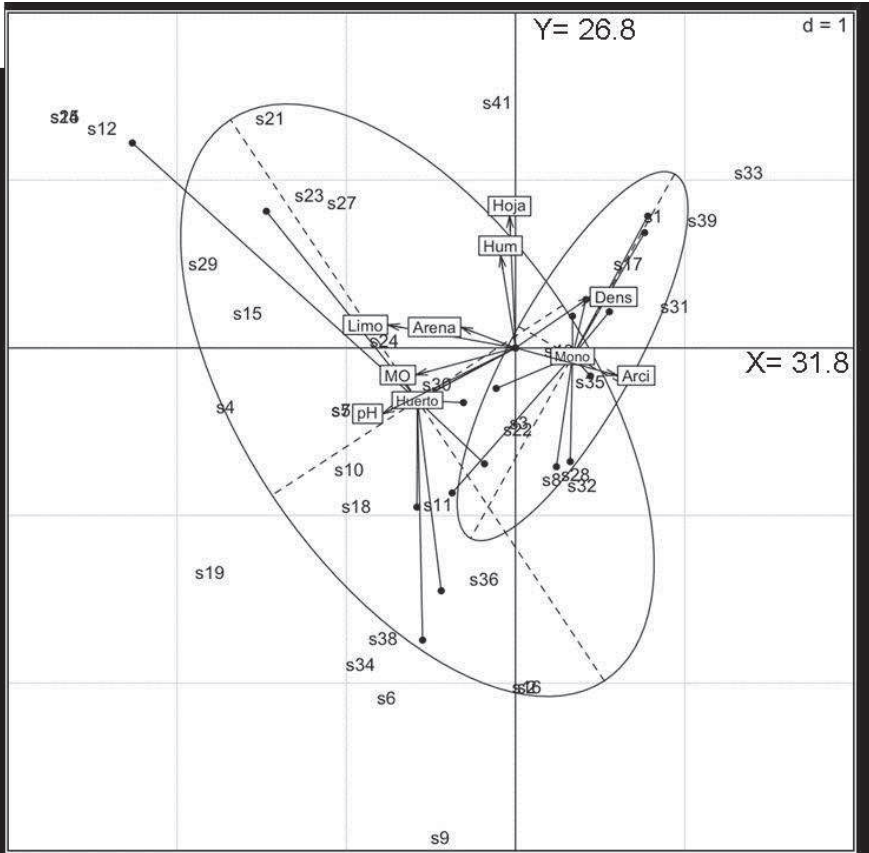
Figura 2. a. Análisis de Componentes Principales de las características físico-químicas del suelo; b. Análisis de Componentes principales de las características de manejo de las parcelas

Al igual que el análisis de valor indicador de especies (Ind Val), los análisis de correlación canónica realizados con los datos de la abundancia de morfoespecies y las variables físico-químicas (Figura 3a) y entre los mismos datos de las morfoespecies y las prácticas de manejo de suelo (Figura 3b), indican la relevancia de *S. geminata* en los monocultivos. De acuerdo a los resultados los individuos de *S. geminata* se encuentran en donde se presentan valores más altos de densidad del suelo y se han realizado aplicaciones más recientes de plaguicidas, así como del empleo de la rastra. También *Cardiocondyla* sp., *Pseudomyrmex* sp. 4, *Dorymyrmex* sp. y *Proceratium* sp., se encuentran en el monocultivo asociadas a las mismas condiciones físico-químicas. Cuatro especies tienen una mayor afinidad con el huerto casero dada por las características físico-químicas del suelo, de esta manera *Leptogenys* sp. 1 se relaciona positivamente con el limo; *Pseudomyrmex* sp. 3 con la materia orgánica; *Crematogaster* sp. 2 y *Acromyrmex octospinosum* con el pH. Por otro lado, *Solenopsis* sp. 1 y sp. 2, *Cephalotes minutus*, *Paratrechina longicornis*, *Hypoponera nitidula* y *Leptogenys* sp. 1 presentan una correlación positiva con el fertilizante “Triple 17”.

Tanto *S. geminata*, como *Cardiocondyla reina*, se encuentran en parcelas donde se aplicó insecticidas y la densidad aparente del suelo es alta. Aunque *S. geminata* y *Dorymyrmex* sp., se encuentran preferentemente en el monocultivo, éstas habitan espacios con diferentes características, donde *S. geminata* se halla en áreas de mayor intensidad de manejo, mientras *Dorymyrmex* sp., se encuentra en áreas de menor

intensidad. Ninguna de las especies de hormigas mostró asociación con la aplicación de herbicida.

a)



b)

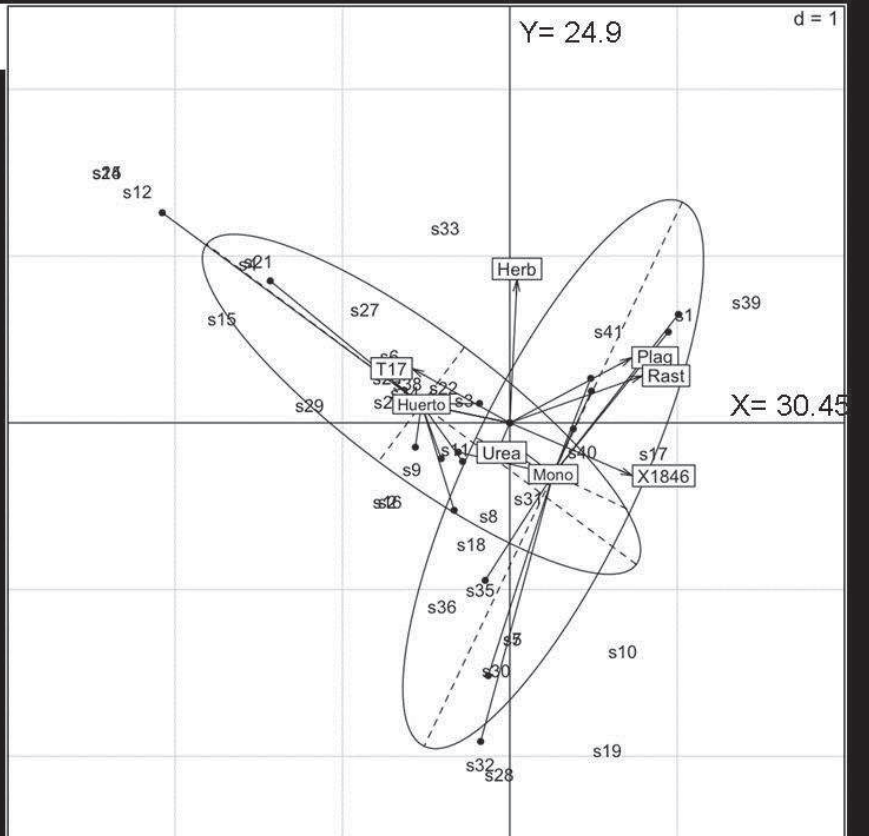


Figura 3. Correlación canónica entre morfoespecies de hormigas y a).características físico-químicas del suelo; y b). prácticas de manejo del suelo.

S1: *Solenopsis geminata*; S2: *Solenopsis sp 2*; S3: *Solenopsis sp 1*; S4: *Crematogaster sp 1*; S5:*Crematogaster sp 2*; S6:*Cephalotes minutus*; S7: *Acromyrmes octospinosus*; S8: *Pheidole sp 1*; S9: *Pheidole sp 2*; S10: *Pheidole sp 3*; S11: *Pheidole sp 4*; S12: *Pheidole sp 5*; S14: *Tetramorium similimum*; S15: *Tetramorium spinosum*; S16: *Cardiocondyla nuda*; S17: *Cardiocondyla reina*; S18: *Pachicondyla sp*; S19: *Hypoponera sp 1*; S21: *Hypoponera sp 3*; S22: *Hypoconera nitidula*; S23: *Odontomachus yucatecos*; S24: *Leptogenys sp 1*; S25: *Leptogenys sp 2*; S27: *Acanthostichus sp*; S28: *Pseudomyrmex sp 1*; S29: *Pseudomyrmex sp 2*; S30: *Pseudomyrmex sp 3*; S31: *Pseudomyrmex sp 4*; S32: *Labidus coecus*; S33: *Labidus predator*; S34: *Nomamyrmex sp*; S35: *Dorymyrmex sp*; S36: *Forelius sp*; S38: *Paratrechina longicornis*; S39: *Camponotus sp*; S40:*Proceratium sp*; S41: *Ectatomma tuberculatum*; Hoja: biomasa de hojarasca; Hum: humedad relativa del suelo; MO: porcentaje de materia orgánica del suelo; Arci: porcentaje de arcilla; Arena: porcentaje de arena; Limo: porcentaje de limo; Fura: aplicación de herbicida furarón; Glifo: aplicación de herbicida glifosato; 1846: aplicación de fertilizante 18-46-0; Urea: aplicación de urea.

DISCUSIÓN

La riqueza de especies conocida en Campeche antes del presente trabajo fue de 78 especies de hormigas (Chan 2002). En este estudio se encontraron 37 especies, de las cuales 17 son nuevos registros para el estado, con lo cual la riqueza de especie de Campeche se eleva a 95; superando así a Chiapas que registra 68 especies y quedando sólo atrás de Baja California con 170, Veracruz con 157 y Tabasco con 138, que son los estados con mayor número de especies reportadas de este grupo (Del Toro *et al.* 2009, Jonson & Ward 2002).

Al igual que en esta comunidad, otros estudios realizados en México, reportan que la subfamilia con mayor número de géneros y especies es Myrmicinae, seguida del grupo de las Ponerinae (Del Toro *et al.* 2009, Quiroz-Robledo & Valenzuela-González 2007). Esta situación es común en áreas tropicales de acuerdo a Rojas (2001).

La riqueza de especies en diferentes trabajos se relaciona de manera positiva con la complejidad vegetal que a la vez determina una mayor cantidad de microhábitats (Rivas & Schoereder 2007) y de recursos disponibles (Blüthgen *et al.* 2000), entre ellos la hojarasca (Kaspari *et al.* 2008); y de manera negativa con la intensidad de manejo (Philpott & Armbrecht 2006). Sin embargo en el presente trabajo no se encontró relación de la riqueza de especies de hormigas con la complejidad vegetal, ya que a pesar de que los monocultivos son sistemas menos complejos, albergan una riqueza de especies de hormigas similar a la de los huertos caseros; no obstante la composición de especies de hormigas es diferente para cada agroecosistema. No se encontró

elementos suficientes para determinar que característica de los dos sistemas es determinante para la riqueza de especies.

La composición de las comunidades de hormigas de Tikinmul se ajusta a los patrones encontrados en el trópico americano y descritos por Fowler (1993), dentro de los cuales operan las condiciones específicas de los dos agroecosistemas estudiados, principalmente el microclima. De acuerdo a estos patrones, donde se presenta una dominancia del género *Pheidole*, también existe una alta representatividad de otros géneros de las subfamilias Myrmicinae, de las Ponerinae y Pseudomyrmecinae y en contraste una baja presencia de los géneros de las subfamilias Formicinae y Ecitoninae; mientras para la subfamilia Dolichoderinae, los patrones son difusos, ya que aunque no es frecuente un desplazamiento al encontrarse presentes especies de *Pheidole*, eventualmente puede ocurrir (Fowler 1993, Lieberburg *et al.* 1975). En cuanto al microclima muchas especies de hormigas tropicales han mostrado ser sensibles a factores ambientales que pueden incrementar el riesgo de desecación, como la insolación y la baja humedad (Lighton & Feener 1989, Kaspari & Weiser 2000), aunque también existen especies que presentan predilección por los hábitats abiertos y expuestos al sol (MacGown & Lockley 2009, Risch & Carroll 1982, Torres-Contreras & Vásquez 2004). De acuerdo a sus preferencias las especies de hormigas pueden inclinarse por hábitats más abiertos como el monocultivo (i.e. *S. geminata* y *Dorymyrmex* sp.), o con mayor cobertura vegetal como los huertos caseros. Al presentarse niveles de humedad del suelo similares en ambos agroecosistemas, no se pudo determinar la influencia de esta variable sobre las hormigas.

La hojarasca influye sobre las poblaciones de artrópodos del suelo (Sayer 2006) mediante la regulación del microclima (Bradford *et al.* 2002, González & Seatedt 2001, Vasconcelos & Laurance 2005) y la disponibilidad de nutrientes ((Sayer 2006, Evetts 2008). En estudios realizados en zonas del trópico americano, en Brasil, Colombia y México la densidad de las poblaciones de hormigas se presenta muy variable e independiente del uso de suelo. De esta manera, es posible encontrar medias de densidades bajas de 11 individuos/m² (Decaëns *et al.* 1994) y altas de 603 (Brown *et al.* 2004) y hasta casi 3000 individuos/m² (Brown *et al.* 2001) en sistemas similares de cultivos de gramíneas (pasto, arroz y caña de azúcar). No obstante, en los sistemas donde se encontró mayor densidad poblacional de hormigas se reportó una alta cantidad de materia vegetal en el suelo (Barros *et al.* 2002, Brown *et al.* 2001). A este respecto, Kaspari y Yanoviak (2009) observaron una alta correlación entre el espesor de la hojarasca del suelo y la cantidad de hormigas en ecosistemas del trópico panameño y peruano, en donde, a un espesor de la hojarasca de entre 0.1 a 1 cm correspondió una densidad de alrededor de 200 individuos/m², que aumentó proporcionalmente con el incremento de hojarasca, llegando a encontrarse más de 2000 individuos/m² donde la altura de la hojarasca superaba los 10 cm. Estos resultados son congruentes con lo encontrado en el presente trabajo, ya que a un bajo espesor de la hojarasca que no superó los 3 cm correspondió una baja densidad poblacional de las hormigas no mayor a los 200 individuos por m².

La alta densidad poblacional de *S. geminata* en ambos agroecosistemas, está dada por una buena estrategia de abastecimiento de recursos alimenticios y su adaptación a las características microclimáticas del sistema, principalmente en los monocultivos. Esta

especie por sus hábitos generalistas y omnívoros (Carroll & Janzen 1973, Levings 1983), puede disponer de un amplio rango de recursos mediante la colecta de semillas de maleza, materia orgánica de la vegetación que cae al suelo, así como de pequeños organismos sedentarios o de movimientos lentos, tales como huevos de insectos, larvas, pupas y algunos artrópodos adultos (Carroll & Risch 1984, Perfecto 1994, Perfecto & Sediles 1992, Risch 1980, Wilson 1978), que a la vez le dan mayores opciones de abastecimiento de alimentos y le permiten competir con mucho éxito con otras especies del suelo (Rojas 2001).

La mayor abundancia de *S. geminata*, que resalta en su dominancia en los monocultivos, se explica por su preferencia por áreas abiertas (Risch & Carroll 1982) e hidroquinesis negativa (Potts *et al.* 1983, Cokendolpher & Francke 1985), dos condiciones similares a las encontradas en este sistema, donde los árboles están sembrados en espaciamientos de 3 x 4 m y la humedad relativa del suelo es baja. Sin embargo esta especie no persiste si se da paso a la sucesión vegetal (Risch & Carroll 1982), posiblemente por el incremento de cobertura arbórea como consecuencia de este proceso. Lo que podría explicar la menor abundancia de esta hormiga en los huertos caseros, donde la vegetación genera una mayor cobertura vegetal a lo largo del año.

Las especies del género *Dorymyrmex* sp. también habitan lugares abiertos (MacGown & Lockley 2009, Torres-Contreras & Vásquez 2004) al igual que *S. geminata*. Posiblemente esta preferencia hace que ambas especies sean dominantes en el monocultivo; aunque no compartan el mismo espacio dentro de estos sistemas, ya que mientras *S. geminata* habita parcelas con manejo más intensivo, donde inclusive se han

realizado aplicaciones de insecticidas, *Dorymyrmex* sp. se encuentra en mayor cantidad en parcelas con menor intensidad de manejo. Esto permite presumir que el éxito de *S. geminata* se basa en su tolerancia a los componentes del manejo intensivo como el uso de agroquímicos y la alta densidad aparente del suelo, en combinación con su eficiente estrategia de competencia por recursos. En otros agroecosistemas americanos también se han observado relaciones similares de dominancia compartida de *S. geminata* que puede converger en un mismo agroecosistema con *Pheidole radoszkowskii* sin competir por los recursos, debido a las diferencias en su comportamiento forrajero (Perfecto 1994).

A pesar de la tolerancia mostrada por *S. geminata* a los insecticidas, esta especie al igual que las otras hormigas, se muestra afectada por los herbicidas. La toxicidad directa de los herbicidas sobre los invertebrados del suelo parece ser baja (Bohan *et al.* 2005, Peterson & Hulting 2004, Römbke & García 2000), por lo que el efecto del glifosato sobre las poblaciones de hormigas puede ser una consecuencia secundaria a la pérdida de vegetación (Guiseppe *et al.* 2006, Guynn *et al.* 2004). Se puede hipotetizar que de la misma forma que los herbicidas afectan de manera indirecta las poblaciones de hormigas al eliminar la vegetación, los fertilizantes podrían beneficiar a la mirmecofauna al favorecer el crecimiento de las plantas.

De acuerdo a Crain y Bertness (2006) en ambientes bajo condiciones extremas, pequeñas alteraciones en los parámetros físicos podrían crear hábitas hospitalarios para organismos que de otra manera no serían capaces de tolerar condiciones físicas limitantes; mientras por otra parte en ambientes más benignos, pequeñas modificaciones al ambiente físico, pueden ser irrelevantes o inclusive reducir el hábitat

apto para otras especies. De esta manera, la actividad de establecimiento de los nidos de *S. geminata*, que pueden llegar hasta 1.5 m de profundidad (Perfecto & Vandermeer 1996), podría resultar beneficiosa tanto para la diversidad de la micro y macro fauna del suelo, como para los procesos biogeoquímicos del suelo, ya que mediante la remoción de suelo, se pueden afectar las condiciones abióticas como temperatura, humedad, disponibilidad de oxígeno y flujo de materiales que pueden a su vez promover el desarrollo de microorganismos que favorecen procesos como el ciclo del nitrógeno y del carbono (Gutierrez & Jones 2006).

CONCLUSIONES

No se encontró relación de la intensidad de manejo agrícola con la riqueza de especies de hormigas. Por lo tanto se rechaza la hipótesis que indica que la intensificación en el manejo agrícola disminuye la diversidad y el número de especies de hormigas presentes en suelo. Sin embargo, sí se encontraron diferencias en la composición de especies.

Los sistemas se diferencian por la presencia de especies dominantes en los monocultivos, que no se presenta en los huertos caseros. Las dos especies dominantes de los monocultivos, *S. geminata* y *Dorymyrmex* sp. a la vez se caracterizan por ser especies indicadoras del monocultivo.

La influencia de los productos químicos como herbicidas y abonos sobre las poblaciones de hormigas, al parecer no es directa, más bien su incremento o decremento podrían ser una consecuencia secundaria de la acción directa de estos

productos sobre la vegetación; sin embargo, es necesario realizar más estudios al respecto que corroboren estos resultados.

AGRADECIMIENTOS.

Agradezco al Gobierno del estado de Tabasco y al CONACYT, quienes a través del proyecto TaB-2007-C09-74864 de Fondos mixtos Tabasco, financiaron los gastos de campo y análisis de suelo; a los pobladores del ejido de Tikinmul, en particular a los productores que amablemente me permitieron realizar los muestreos en sus parcelas; de manera muy especial a los estudiantes del Instituto Tecnológico de Chiná, al personal de los laboratorios de Suelos de la Unidad ECOSUR-Villahermosa, de Vida Silvestre y Colecciones Científicas del CEDESU de la Universidad Autónoma de Campeche, y de Biología de suelos del Instituto de Ecología con sede en Xalapa, por su valiosa colaboración en el trabajo de campo y de laboratorio y a Jorge Albino Vargas por sus oportunos consejos. A la memoria de Rosita Chan, quien realizó importantes contribuciones al conocimiento de la mirmecofauna en Campeche.

LITERATURA CITADA

Alonso, L. E. & D. Agosti. 2000. Biodiversity studies, monitoring of ants: An Overview. Pp.1-8. *In*: D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso & T. R. Schultz (eds). *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington.

Altieri, M. 1991. Traditional farming in Latin America. *The Ecologist*, 21(2):93-96.

Andersen, A.N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystem: A review and recipe. *Proceedings of the ecological Society of Australia*, 16:347-357.

Anderson, J & J. Ingram. 1994. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. *Soil Science*, 157(4):1-265.

Balbach. 2008. Ant community composition across a gradient of disturbed military landscapes at Fort Benning, Georgia. *Southeastern Naturalist*, 7(3):429-448.

Barros, E., B. Pashanasi, R. Constantino & P. Lavelle. 2002. Effects of land use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils*, 35:338-347.

Bohan, D. A., C. W. Boffey, D.R. Brooks, S. J. Clark, A. M. Dewar, L. G. Firbank, A. J. F. Houghton, C. Hawes, M. S. Heard, M. J. May, J. L. Osborne, J. N. Perry, P. Rothery, D. B. Roy, R. J. Scott, G. R. Squire, I. P. Woiwod & G.T. Champion. 2005. Effects of weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically

modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 272:463–474.

Bolton, B. 2003. Synopsis and classification of Formicidae. *Memoirs of the American Entomological Institute*, 71:1-370.

Bradford, M. A., G. M. Tordof, T. Eggers, T. H. Jones & J. E. Newington. 2002. Microbiota, fauna, and mesh size interaction in litter decomposition. *Oikos*, 99:317-323.

Brown, G., C. Fragoso, I. Barois, P. Rojas, J.C. Patrón, J. Bueno, A.G. Moreno, P. Lavelle, V. Ordaz & C. Rodríguez. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoologica Mexicana*, 1:79-110.

Brown, G., A. G. Moreno, I. Barois, C. Fragoso, P. Rojas, B. Hernández & J. C. Patrón. 2004. Soil macrofauna in SE Mexican Pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103:313-327.

Brussaard, L. 1998. Soil fauna, functional groups and ecosystem processes. *Applied Soil Ecology*, 9: 123-135.

Blüthgen, N., M. Verhaagh, W. Goitía, F. Jaffé, W. Morawetz & W. Barthlott. 2000. How plants shape the ant community in the Amazonian rainforest canopy: the key role of extrafloral nectaries and homopteran honeydew. *Oecologia*, 125:229-240.

Carroll, C. R. & D. H. Janzen. 1973. Ecology of foraging by ants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4:231-251.

Carroll, C. R. & S. J. Risch. 1984. The dynamics of seed harvesting in early successional communities by a tropical ant, *Solenopsis geminata*. *Oecologia*, 61(3):388-392.

Chan, R. 2002. Estudio faunístico de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la zona costera entre la localidad de Seybaplaya y Hampolol, Campeche, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México. 61p.

Chessel, D., A. Dufour & J.Thioulouse. 2004. The ade4 package-I: One-table methods. *R news*, 4:5-10.

CIMAT. 2003. Species Accumulation Function. Freeware.
<http://cimat.mx/info.php?m=1&ind=5>

Cokendolpher, J. C. & O. F. Francke. 1985. Temperature preferences of four species of fire ants (Hymenoptera: Formicidae: *Solenopsis*). *Psyche*, 92:91-102.

Crain, C. & M. Bertness. 2006. Ecosystem engineering across environmental gradients: Implications for conservation and management. *BioScience*, 56(3):211-218.

Da Silva Moço, M. K., E. F. Da Gama Rodrigues, A. C. Da Gama Rodrigues, R. C. R. Machado & V. C. Baligar. 2009. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Agroforestry. Systems*, 76:127-138.

Decaëns, T., P. Lavelle, J. J. Jimenez Jaen, G. Escobar & G. Rippstein. 1994. Impact of land management in the Oriental Llanos of Colombia. *European Journal of Soil Biology*, 30(4):157-168

Del Toro, I., M. Vázquez, W. P. Mackay, P. Rojas & R. Zapata Mata. 2009. Hormigas (Hymenoptera: Formicinae) de Tabasco: explorando la diversidad de la mirmecofauna de las selvas tropicales de baja altitud. *Dugesiana*, 16(1):1-14.

Díaz-Francés, E. & J. Soberón. 2005. Statistical estimation and model selection of species accumulation functions. *Conservation Biology*, 19(2):569-573.

Dray, S. & A. B. Dufour. 2007. The ade4 package implementing the duality diagram for ecologist. *Journal of Statistical Software*, 22:1-20.

Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99:201-219.

Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67:345-366.

Evetts, E. A. 2008. Above-and below-ground litter manipulation: effect on retention and release of DOC, DON and DIN in the sikfokut forest, Hungary. Thesis, Texas A&M University.

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

Fowler, H. G. 1993. Relative representation of *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae) in local ground ant assemblages of the Americas. *Anales de Biología*, 19:29-37.

González, G. & T. R. Seatedt. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forest. *Ecology*, 82:955-964.

Graham, J. H., A. J. Krzysik, D. A. Kovacic, J. J. Duda, D. C. Freeman, J. M. Emlen, J. C. Zak, W. Russell Long, M. P. Wallace, C. Chamberlin Graham, J. N. Nutter & H. E. Guiseppe, K. F., F. A. Drummond, C. Stubbs & S. Woods. 2006. The use of Glyphosate herbicides in managed forest ecosystems and their effects on non-target organisms with particular reference to ants as bioindicators. *Maine agricultural and forest experiment station the University of Maine, Technical Bulletin*, 192pp.

Gutierrez, J. L. & C. G. Jones. 2006. Physical ecosystem engineers as agents of biogeochemical heterogeneity. *BioScience*, 56(3):227-236.

Guynn, D. C., S. T. Guynn, T. B. Wigley & D. A. Miller. 2004. Herbicides and forest diversity—what do we know and where do we go from here? *Wildlife Society Bulletin*, 32(4):1085-1092

Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer & D. A. Wardle. 2005. *Ecological Monographs*, 75(1):3-35.

Huhta, V. 2007. The role of soil fauna in ecosystems: a historical review. *Pedobiología* (Jena), 50:489-495.

Jones, C. G., J. H. Lawton & M. Shachak. 1994. Organism as ecosystem engineers. *Oikos*, 69:373-386.

Jonson, R. A. & P. S. Ward. 2002. Biogeography and endemism of ants (Hymenoptera: Formicidae) in Baja California, México: a first overview. *Journal of Biogeography*, 29:1009-1026.

Kaspari, M. & M. D. Weiser. 2000. Ant activity along moisture gradients in a neotropical forest. *Biotropica*, 32(4a):703-711.

Kaspari, M., M. N. García, K. E. Harms, M. Santana, S. J. Wrigth & J.B. Yavitt. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letters*, 11:35-43.

Kaspari, M. & S. P. Yanoviak. 2009. Biogeochemistry and the structure of tropical brown food webs. *Ecology*, 90(12):3342-3351.

Lavelle, P., E. Barros, E. Blanchart, G. Brown, T. Desjardins, L. Mariani & R. Jean-Pierre. 2001. SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61:53-61.

Lavelle, P., B. Senapati & E. Barros. 2003. *Soil macrofauna*. Pp. 303-324. In: G. Schroth & F. L. Sinclair (eds.). *Trees, Crops and Soil Fertility*. CABI Publishing.

Levings, S. C. 1983. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: Some causes of patchy species distribution. *Ecological Monographs*, 53(4):435-455.

Lieberburg, I., P. M. Kranz & A. Seip. 1975. Bermudian ants revisited: the status and interactions of *Pheidole megacephala* and *Irydomyrmex humilis*. *Ecology*, 56:473-478.

Lighton, J. R. B. & D. H. Feener. 1989. Water loss rate and cuticular permeability in foragers of the desert ant *Pogonomyrmex rugosus*. *Physiological Zoology*, 62:1232-1256.

Lok, R. 1998. *Introducción a los huertos caseros tradicionales tropicales*. CATIE-GTZ. Turrialba, Costa Rica. 157pp.

Masera, O., M. Astier & S. López-Ridaura. 1999. *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El marco de evaluación MESMIS*. Mundi Prensa México, SA de CV, México D.F., México. 109pp.

MacGown, J. A. & T. T. Lockley. 2009. Ants of Horn Island, Jackson County, Mississippi. *In: Ants (Formicidae) of the Southeastern United States*. MacGown, J.A. Mississippi Entomological Museum. <http://mississippientomologicalmuseum.org.msstate.edu/Researchtaxapages/Formicidae/epages/faunal.lists/HornIsland.Ants.htm>

McGeoch, M. A., B. J. Van Rensburg & A. Botes. 2002. The verification and application of bioindicators a case study of duna beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39:661-672.

Montagnini, F. 2006. Homegardens of Mesoamérica: Biodiversity, food security, and nutrient management. Pp.61-86. *In: Kumar, B.M. & Nair, P.K.R. (eds). Tropical Homegardens: A time – tested example of sustainable agroforestry*. Springer, Dordrecht, Holanda.

Orellana, R. 1999. Evaluación Climática. *In: Varios. Atlas de procesos territoriales de Yucatán*. Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Arquitectura.

Peck, S. I., B. Mcquaid & C. L. Campbell. 1998. Using ant species as a biological indicator of Agroecosystem condition. *Environmental Entomology*, 27(5):1102-1110.

Perfecto, I. 1994. Foraging behavior as a determinant of asymmetric competitive interactions between two ant species in a tropical agroecosystem. *Oecologia*, 98:184-192.

Perfecto, I & A. Sediles. 1992. Vegetational diversity, ants (Hymenoptera, Formicidae), and herbivorous pests in a neotropical agroecosystem. *Environmental Entomology*, 21:61-67.

Perfecto, I. & J. Vandermeer. 1996. Microclimate changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystems. *Oecologia*, 108:577-582.

Peterson, R.K.D. & A.G. Hulting. 2004. A comparative ecological risk assessment for herbicides used on spring wheat: the effect of glyphosate when used within a glyphosate-tolerant wheat system. *Weed Science*, 52:834-844.

Philpott, S. M. & I. Armbrecht. 2006. Biodiversity in tropical agroforest and the ecological role of ants and diversity in predatory function. *Ecological Entomology*, 31:369-377.

Potts, L. R., J. C. Cokendolpher & O. F. Francke. 1983. Humidity preferences of four species of fire ants (Hymenoptera: Formicinae: Solenopsis). *Insectes Sociaux*, 31(3): 335-339.

Quiroz-Robledo, L. N. & J. Valenzuela González. 2007. Distribution of Poneromorph ants (Hymenoptera:Formicidae) in the mexican state of Morelos. *Florida Entomologist*, 90(4):609-615.

R. Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

Risch, S. 1980. Ants as important predators of rootworm eggs in the neotropics. *Journal of Economic Entomology*, 74:88-90.

Risch, S. J. & C. R. Carroll. 1982. The ecological role of ants in two Mexican agroecosystems. *Oecologia*, 55:114-119.

Rivas C. R. & J. H. Schoereder. 2007. Ant communities, environmental characteristics and their implications for conservation in the Brazil Pantanal. *Biodiversity and Conservation*, 16:1511-1520.

Rojas, P. 2001. Las hormigas del suelo en Mexico: diversidad, distribucion e importancia (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Zoologica Mexicana*, (1):189-238.

Römbke, J. & M. García. 2000. *Assessment of Ecotoxicological effects of pesticides on the soil fauna and soil processes under tropical conditions*. German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research. Hamburg, Germany. 7pp.

Sayer, E. J. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*, 81:1-31.

Ter-Braak, C.1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis, *Ecology*, 67:1167–1179.

Torquebiau, E. & E. Penot. 2006. Ecology versus economics in tropical multistrata agroforests. Pp.269-282. In: Kumar, B.M. & Nair, P.K.R. (Eds.)Tropical Homegardens: A time – tested example of sustainable agroforestry.. Springer, Dordrecht, Holanda.

Torres-Contreras, H. & R. A. Vásquez. 2004. A field experiment on the influence of load transportation and match distance on the locomotion velocity of *Dorymyrmex goetschi* (Hymenoptera, Formicidae). *Insectes Sociaux*, 51:265- 270.

Van Rensburg, B. J., M.A. McGeoch, S. L. Chown & A. S. Van Jaarsveld. 1999. Conservation of heterogeneity among duna beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. *Biological Conservation*, 88:145-153.

Vasconcelos, H. L. & W. F. Laurance. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecología*, 144:456-462.

Wilson, E. O. 1978. Division of labor in fire ants based on physical castes (Hymenoptera: Formicidae: *Solenopsis*). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 51:615-636.

Wolters, V., W. L. Silver, D. C. Bignell, D. C. Coleman, P. Lavelle, W. Van der Putten, P. De Ruiter, J. Rusek, D. H. Wall, D.A. Wardle, L. Brussaard, J. M. Dangerfield, V.K. Brown, K. E. Giller, D.U. Hooper, O. Sala, J. Tiedje & J.A. Van Veen. 2000. Effects of global changes on above and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: implications for ecosystem functioning. *BioScience*, 50(12):1089-1098.

CAPITULO 3

Artículo sometido en la Revista Mexicana de Biodiversidad

Efecto del manejo agrícola sobre los macroinvertebrados del suelo en cultivos monoespecíficos de cedro y huertos caseros en Tikinmul, Campeche, México

Effect of agricultural management on soil macroinvertebrates in cedar monocultures and home gardens in Tikinmul, Campeche, Mexico

Cristina Isabel Chanatasig-Vaca^{1*}, Esperanza Huerta Lwanga¹, Jorge Mendoza Vega¹, Alejandro

Morón Ríos¹, Johannes Cornelis van der Wal²

1. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Libramiento carretero km 1.5, Av. Rancho,

Polígono 2-A, Parque Industrial de Lerma, C.P. 24500, Campeche, Campeche, México

2. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma, km

15.5, Ranchería Guineo, sección II, C.P. 86280, Villahermosa, Tabasco, México

cchanatasig@yahoo.com.mx

Resumen. En el ejido de Tikinmul, Campeche, México se estudiaron las poblaciones de macroinvertebrados y su relación con las características físico-químicas del suelo en 2 sistemas agrícolas (huertos caseros y cultivos monoespecíficos de cedro). La mayor abundancia de Oligoquetos (23.4 ind.m⁻²) y Miriápodos (24.7 ind.m⁻²) fue encontrada en los huertos caseros; mientras que los Himenópteros (142.7 ind.m⁻²) fueron más abundantes en los monocultivos. Se encontraron relaciones positivas entre la abundancia de Oligoquetos con los contenidos de materia orgánica, arcilla y humedad y negativas con la arena. Las relaciones negativas de los Himenópteros ocurrieron en los huertos caseros con la arcilla y el limo, y en los monocultivos con el ph y la materia orgánica, y en ambos sistemas con el limo; se observó relación positiva en los huertos caseros con la arena. Los Isópteros se relacionan en los huertos caseros de manera

1 negativa con la humedad relativa del suelo, la densidad aparente y el limo; y de manera positiva
2 con la arena. Se observó una relación inversa entre la intensidad del paso de la rastra y el
3 porcentaje de materia orgánica; mientras esta misma actividad mostró una relación directa con la
4 densidad aparente del suelo.

5 **Palabras clave:** intensidad de manejo, características físico-químicas del suelo, rastra,
6 agroquímicos

7 **Abstract.** In Tikinmul , Campeche, Mexico macroinvertebrate populations and its relation to the
8 physico-chemical characteristics of soil in two agricultural systems (monocrops and home
9 gardens with cedar) were studied. The greater abundance of Oligochaetes (23.4 ind.m⁻²) and
10 Millipedes (24.7 ind.m⁻²) was found in home gardens; whereas Hymenoptera (142.7 ind.m⁻²)
11 were more abundant in monocultures. Positive relationships between the abundance of
12 Oligochaeta with the contents of organic matter, clay and moisture and negative with sand were
13 found. Negative relationships of Hymenoptera occurred in home gardens with clay and silt, and
14 in monocultures with ph and organic matter, but in both systems with silt; positive relationship
15 was observed in home gardens with sand. In home gardens the Isoptera were negatively
16 correlated with soil moisture, bulk density and silt; and positively with sand. An inverse
17 relationship between the ploughing intensity with soil organic matter content was observed; while
18 the same activity was positively correlated with bulk density.

19 **Key words:** management intensity, soil physico-chemical properties, ploughing, agrochemicals

20

21

1 **Introducción**

2 En la Península de Yucatán se dieron grandes transformaciones en las prácticas agrícolas
3 y el uso del suelo durante el siglo pasado, como consecuencia de políticas públicas que
4 promovían programas que condicionaban los créditos a cultivar áreas de más de 6 ha (Remmers y
5 De Koeijer, 1992; Schmink, 1995; Cortez, 2000). Se instó también a la aplicación de productos
6 químicos como herbicidas y fertilizantes (Remmers y De Koeijer, 1992). Como resultado los
7 sistemas tradicionales con cultivos no comerciales, caracterizados por el uso de bajos insumos, se
8 vieron afectados, debido a que los campesinos disminuyeron la superficie dedicada a estas formas
9 de cultivo para dedicarlas a cultivos apoyados por los programas oficiales (Remmers y De
10 Koeijer, 1992; Zarazúa-Escobar et al., 2011).

11 Por otro lado, los agricultores con el fin de incrementar la producción agrícola, han
12 intensificado el laboreo (actividades relacionadas con el cultivo de la tierra) como práctica de
13 preparación del terreno, a su vez se ha producido la especialización en pocos cultivos, un
14 incremento en la mecanización de las prácticas de manejo que han sustituido el laboreo manual y
15 un uso generalizado de insumos externos y pesticidas que sustituyen los abonos orgánicos y el
16 manejo natural de plagas (Guiller et al., 1997; Gliessman, 2002).

17 El laboreo intensivo, en conjunto con el control químico de plagas, la aplicación de
18 fertilizantes inorgánicos de síntesis química, el riego y el uso de variedades especializadas de
19 cultivos han formado parte de paquetes tecnológicos que provocan la disminución de la
20 diversidad vegetal, contaminación y pérdida de calidad de suelo (Gliessman, 2002).

1 La degradación física y química del suelo está íntimamente relacionada con la
2 disminución de las poblaciones de macro invertebrados que viven en él y son elemento clave para
3 el funcionamiento del ecosistema (Brown *et al.*, 2001).

4 Los macroinvertebrados del suelo juegan un papel fundamental en la dinámica de
5 descomposición de la materia orgánica y en la estructura y propiedades físicas del suelo a
6 diferentes escalas de tiempo y espacio (Lavelle *et al.*, 2006). Favorecen el ciclo de nutrientes a
7 través de procesos de descomposición (especialmente participando como descomponedores de la
8 hojarasca en conjunto con los microorganismos del suelo, de Bruyn y Conacher, 1990; Lavelle,
9 1994; Ekschmitt y Griffiths, 1998; .Wolters, 2001; Lavelle *et al.*, 2003; Mathieu, *et al.*, 2004),
10 regulan las propiedades hidráulicas del suelo (Parmelee, *et al.*, 1998; Lavelle, *et al.*, 2001),
11 aceleran considerablemente la mineralización y a menudo estimulan la producción vegetal
12 mediante la liberación de nutrientes asimilables (Spain y Okello-Oyola, 1985; Lavelle, *et al.*,
13 2001).

14 A pesar de que se han perdido muchas de las formas tradicionales de manejo agrícola
15 practicadas por los campesinos mayas, el “huerto casero”, ha logrado mantenerse en varias
16 comunidades campesinas de la península de Yucatán. De acuerdo a Nair (1993), el huerto casero
17 es una asociación íntima de árboles y/o arbustos de uso múltiple con cultivos anuales y perennes
18 y animales en las parcelas de hogares individuales, donde la mano de obra es familiar.

19 En el ejido de Tikinmul, ubicado en el centro del estado de Campeche, México, sus
20 pobladores, en su mayoría de ascendencia maya, mantienen formas tradicionales de manejo
21 agrícola, como el huerto casero, pero a su vez practican una agricultura más intensiva que
22 requiere de mayores insumos externos, para la producción comercial como los cultivos

1 monespecíficos de cedro (*Cedrela odorata* L), una especie arbórea maderable. El presente
2 estudio tuvo como objetivo evaluar el efecto del manejo agrícola sobre las poblaciones de
3 macroinvertebrados del suelo y las características físico-químicas del mismo, en sistemas con una
4 alta intensificación agrícola (uso de labranza y fertilización química) como lo son los
5 monocultivos de cedro versus sistemas con baja intensificación agrícola (cero labranza, baja
6 fertilización) como lo son los huertos caseros con presencia de cedro.

7 **Materiales y métodos**

8 *Area de estudio.* El poblado de Tikimul, perteneciente al municipio de Campeche,
9 México, se encuentra ubicado en las coordenadas 90°13'23" W y 19°45'55" N; a una altura
10 promedio de 20msnm (INEGI, 2012).

11 De acuerdo a la clasificación de Koeppen modificada por García (1964), en esta zona
12 el clima es muy cálido subhúmedo (Aw1(w)(i')), con temperatura media anual de 25°C durante
13 los años de estudio (2006 y 2008) con un período de lluvias que ocurren en verano y una
14 precipitación media anual de 1000 a 1100mm que se concentra en los meses de junio a
15 noviembre, mientras que se presenta un marcado período de sequía de diciembre a mayo
16 (Orellana, 1999; INIFAP, 2013).

17 En cuanto a la vegetación, en Tikimul se puede encontrar vegetación secundaria y
18 selva mediana subcaducifolia (Olmsted, et al., 1999). La Selva tropical subcaducifolia cubre la
19 porción casi plana al norte de la ciudad de Campeche. Los árboles tiran sus hojas en la época
20 seca, que abarca de noviembre a mayo (Gío-Argáez, 1996). Los suelos del área de estudio
21 presentan las características de un luvisol (suelos rojos arcillosos profundos), conocidos en la
22 nomenclatura Maya como "k'aankab" (Medina-Méndez, et al., 2009)

1 Los habitantes de este ejido al igual que en muchos otros, tienen una parcela para
2 vivienda en un área urbana y parcelas para producción en las afueras del poblado. En las parcelas
3 productivas mantienen diferentes cultivos, bajo diferentes tipos de manejo, en algunos casos
4 como monocultivos, sea de especies frutales o maderables como el cedro; y en otros casos
5 constituyendo policultivos que incluyen árboles frutales como cítricos, plátano o mango y
6 maderables como el cedro, de acuerdo a las preferencias del productor. Pero en la zona urbana,
7 también siembran diferentes especies dentro de sus solares, siguiendo así con la tradición maya
8 del huerto casero.

9 *Diseño del muestreo.* Se seleccionaron 5 predios por cada uno de los dos tipos de
10 agroecosistemas estudiados: a) plantaciones forestales monoespecíficas de cedro y b) huertos
11 caseros donde se encontraron además del cedro, especies frutales, medicinales y otras especies
12 maderables. En cada sistema se tuvieron 5 repeticiones, que dieron un total de 10 unidades de
13 muestreo. El tamaño de la unidad de muestreo en las plantaciones de cedro fue de 10 000m²,
14 mientras que la superficie de cada uno de los huertos caseros fue de 2 500m², que es la superficie
15 que se otorga a los habitantes del ejido por acuerdo ejidal. Para la selección de las parcelas de
16 muestreo, se realizó un recorrido por el área de estudio, tanto en la zona de producción, como en
17 la zona urbana donde se encuentran los huertos caseros. Se identificaron parcelas con
18 características similares en cuanto a topografía, tipo de suelo, especies cultivadas y edad de las
19 plantas de cedro (3 a 4 años). Adicionalmente se entrevistó a los propietarios para obtener
20 información acerca del uso y manejo actual y anterior del suelo. Con esta información se
21 seleccionaron las parcelas con características similares que constituyeron las repeticiones dentro
22 de cada uno de los sistemas estudiados. A los propietarios de las parcelas seleccionadas se les
23 realizaron nuevamente 2 entrevistas (una en el muestreo de secas y otra en el muestreo de fin de

1 lluvia del año 2008) con el propósito de recopilar información del manejo que habían dado a sus
2 parcelas en los meses anteriores a los muestreos.

3 *Muestreo en campo.* En cada parcela o unidad de muestreo se seleccionaron
4 aleatoriamente 4 puntos de muestreo o unidades representativas más pequeñas (URP) sensu
5 Lavelle et al., (2003); compuestas cada una por un árbol de cedro y 4 monolitos de suelo
6 dispuestos en línea recta, con una separación de 50cm entre ellos; conformándose en total 16
7 monolitos por parcela. Se realizaron 3 muestreos en campo, uno durante la época seca (marzo
8 2008) y 2 al final de la época de lluvia (2006 y 2008). En cada URP se extrajeron, con la ayuda
9 de una pala, 4 monolitos de suelo de 25×25cm de ancho y 30cm de profundidad, previamente de
10 la superficie de cada uno de los monolitos se colectó la hojarasca para determinar su peso seco. Se
11 colectó por separado muestras de 100g del suelo de 2 profundidades (0-10 y 10–30cm), para
12 determinar materia orgánica, nitrógeno total, fósforo extractable, pH, textura y capacidad de
13 intercambio catiónico.

14 *Determinación de parámetros físico – químicos del suelo.* Se determinó el carbono
15 orgánico (Walkley y Black, 1934), nitrógeno total por el método Semi-micro Kjeldahl (Kaye y
16 Weiner, 1945), fósforo extractable (Olsen et al., 1954), el pH se determinó por la relación 1:2 en
17 H₂O, la textura por el método de Hidrómetro de Bouyoucos y la capacidad de intercambio
18 catiónico por el método AS-12 descrito en la NOM 021 (SEMARNAT-2002).

19 Para la determinación del porcentaje de humedad y la densidad aparente del suelo se
20 procedió de acuerdo a lo establecido por Anderson y Ingram (1993), se tomaron muestras con
21 cilindros de 5cm de diámetro por 5cm de alto, se pesaron estas muestras de suelo en fresco (en
22 campo con una balanza digital portátil) y seco (en laboratorio, después de secar la muestra a

1 105°C por 48 horas), se obtuvo el porcentaje de humedad y se realizó el cálculo de la densidad
2 aparente del suelo.

3 *Análisis Estadísticos.* Variables de manejo. Los datos de manejo obtenidos mediante
4 una entrevista a los productores incluyeron la aplicación de productos químicos como
5 fertilizantes, plaguicidas, herbicidas y otros métodos agrícolas como el chapeo, la rastra y la
6 aplicación de riego. Para la toma de datos se consideró la aplicación o no aplicación de una
7 determinada práctica agrícola y el espaciamiento temporal en el que fueron aplicados. Dado que
8 los datos de manejo se obtuvieron a través de entrevistas a los propietarios de las parcelas,
9 quienes no realizan aplicaciones sistemáticas de las prácticas o productos químicos, la intensidad
10 de manejo puede estar reflejada por datos físico-químicos del suelo tales como la densidad
11 aparente, la humedad relativa o la cantidad de materia orgánica.

12 Con el fin de observar si existieron diferencias en las propiedades fisicoquímicas del
13 suelo a distintas profundidades entre los huertos y los monocultivos de cedro, se realizó la prueba
14 no paramétrica de Wilcoxon, para lo cual se utilizó el software Infostat[®] versión 2012 (Di
15 Rienzo *et al.*, 2012).

16 Las variables de los macroinvertebrados. Los macroinvertebrados capturados se
17 contaron y clasificaron en 5 taxa (Oligoquetos, Himenópteros, Isópteros, Miriápodos, y
18 Coleópteros en estado larvario y adulto), los macroinvertebrados que no pertenecían a ninguno de
19 las 5 taxa, se agruparon aparte (se los denominó “Otros”), que también fueron considerados para
20 el análisis. El conteo de individuos dentro de cada taxa permitió conocer su abundancia, la que se
21 comparó mediante el análisis no paramétrico de Kruskal Wallis realizado con el software
22 Infostat[®] versión 2012 (Di Rienzo *et al.*, 2012).

1 *Análisis de las relaciones entre los macroinvertebrados del suelo, con el manejo y las*
2 *propiedades físico-químicas del suelo.* Para conocer las relaciones entre variables, en cada uno de
3 los dos tipos de agroecosistemas estudiados se efectuaron análisis multivariados (Canónicos).
4 Para los análisis multivariados se utilizaron 3 matrices de datos, una para el manejo del suelo,
5 otra para los datos físicoquímicos y una tercera para los datos de abundancia de los
6 macroinvertebrados del suelo. Las matrices se conformaron por 640 filas (3 estaciones: una en la
7 época de secas y 2 al final de la época de lluvias), 2 sistemas, 5 parcelas por sistema, 4 URP
8 (cada URP constituido por 4 monolitos y 2 profundidades 0-10, 10-30 cm) con 6 columnas para
9 macroinvertebrados, 7 para los datos de manejo y 10 para datos físicoquímicos. Se realizó un
10 análisis de correlación canónica (ACC) por sistema de cultivo (monocultivo vs huerto casero)
11 (Ter-Braak, 1986) para detectar cuál de las variables de manejo o físico-químicas explican
12 variaciones en la comunidad de macroinvertebrados del suelo. Se utilizó el software Past 2.07
13 (Hammer et al., 2001) para el ACC (Dray y Dufour, 2007).

14 En virtud de que los análisis multivariados son de naturaleza exploratoria, se
15 determinaron también correlaciones con el coeficiente de Pearson (r) y Spearman (r_s). Para el
16 análisis con el coeficiente de Pearson los datos se normalizaron previamente con la
17 transformación logaritmo natural. Para estos análisis se utilizó el software Infostat[®] versión 2012
18 (Di Rienzo *et al.*, 2012)

19 **Resultados**

20 *Características de manejo del suelo.* Aplicación de productos químicos. En el 100%
21 de los monocultivos evaluados se utilizan fertilizantes siendo los preferidos los que contienen
22 nitrógeno y fósforo (18-46-00) y también potasio (17-17-17), que se aplican solos o en

1 combinaciones. No fue posible obtener datos de las cantidades exactas debido a que los
2 propietarios de las parcelas no llevan un control sistemático de las cantidades aplicadas, sin
3 embargo ellos pudieron señalar las frecuencias de aplicación y los productos que se utilizaron. En
4 los huertos caseros se utilizaron fertilizantes, en menor proporción, ya que sólo el 40% de
5 propietarios los aplicaron, 20% aplicaron 18-46-00 y triple 17 en combinación en ambas épocas,
6 mientras el otro 20% aplicó 18-46-00 en seca y triple 17 en la época de lluvia. En el monocultivo
7 el 40% de productores aplicaron 18-46-00, triple 17 y urea en combinación en las 2 épocas; en la
8 época seca el 40% aplicó la combinación 18-46-00 y triple 17, y el 20% solo 18-46-00; para la
9 época de lluvia el 40% aplicaron solamente 18-46-00 y el 20% aplicaron 18-46-00 y triple 17 en
10 combinación.

11 Para el control de hierbas los productores de Tikinmul utilizaron herbicidas tanto en
12 huertos caseros como en plantaciones de cedro. Los herbicidas más utilizados tienen como base
13 el glifosato y se aplicaron en el 100% de los monocultivos en ambas épocas de muestreo y en el
14 80% de los huertos caseros de igual manera en las 2 épocas de muestreo.

15 *Aplicación de métodos mecánicos de preparación del suelo.* En ambos sistemas se
16 realizaron actividades de preparación del terreno. En los monocultivos se utilizó preferentemente
17 la rastra, para lo cual los ejidatarios utilizan el tractor como herramienta; no obstante también se
18 realizó el chapeo con machete; mientras en los huertos caseros se utilizó solamente el chapeo. No
19 hubo diferencias entre épocas en la preparación del suelo (uso de rastra y chapeo) (Figura 1).

20 *Propiedades físico-químicas del suelo*

21 *Materia orgánica:* El suelo de los huertos caseros tiene mayores contenidos de MO
22 ($p < 0.001$) en comparación con el suelo de los monocultivos. Dentro de cada sistema Los mayores

1 contenidos de materia orgánica se encuentran en la parte superior del suelo sobre los 10cm
2 ($p<0.001$) (Tabla 1).

3 *Nitrógeno.* En el comparativo por sistemas se observa que los mayores contenidos de
4 nitrógeno en el suelo se presentan en el huerto casero ($p<0.001$). Respecto a la profundidad, los
5 mayores contenidos se presentan en la parte superior del suelo tanto en huertos caseros ($p<0.001$)
6 como en monocultivos ($p=0.018$).

7 *Fósforo:* La mayor cantidad de fósforo se encontró en la plantación de cedro
8 difiriendo significativamente ($p<0.001$) del huerto casero. No se presentaron diferencias
9 significativas a diferentes profundidades del suelo en ninguno de los 2 sistemas.

10 *Capacidad de intercambio catiónico.* No se encontraron diferencias significativas
11 entre sistemas; sin embargo se observaron diferencias significativas ($p<0.001$) a diferentes
12 profundidades del suelo en huertos caseros, donde el mayor CIC se presentó bajo los 10cm de
13 profundidad (Tabla 1).

14 *Ph.* Los suelos de ambos sistemas son ligeramente básicos; sin embargo los valores
15 más altos de ph se encontraron en las parcelas bajo el sistema de huerto casero ($p<0.001$). Se
16 observaron diferencias significativas entre niveles en los monocultivos ($p=0.04$), pero no se
17 observaron diferencias significativas entre niveles en los huertos caseros.

18 *Densidad aparente.* La densidad aparente del suelo es significativamente más alta
19 ($p<0.001$) en los monocultivos frente a los huertos caseros; también es significativamente mayor
20 en la capa de suelo bajo los 10cm de profundidad tanto en los monocultivos ($p<0.001$), como en
21 huertos caseros ($p=0.02$) (Tabla 2).

1 *Contenido de humedad.* El sistema huerto casero presentó mayores niveles de
2 humedad ($p<0.006$) que los monocultivos. Los contenidos de humedad variaron
3 significativamente ($p<0.001$) entre profundidades dentro de cada sistema (Tabla 2).

4 *Textura.* Los suelos de los 2 sistemas son arcillosos, en donde los contenidos de arena
5 ($p<0.001$) y limo ($p=0.003$) son significativamente mayores en el huerto casero, mientras el
6 contenido de arcilla ($p<0.001$) es significativamente mayor en el monocultivo. Se observan
7 diferencias significativas en el contenido de limo ($p=0.001$) y arcilla ($p=0.02$) a diferentes
8 profundidades del suelo en el huerto casero; también se observan diferencias significativas en los
9 contenidos de arena ($p=0.004$), limo ($p=0.02$) y arcilla ($p<0.001$) a diferentes profundidades del
10 suelo en los monocultivos (Tabla 3).

11 *Macroinvertebrados del suelo.* Las URP no aportaron información significativa, es
12 decir la distancia entre los puntos del muestreo y el árbol no afectan la abundancia y la diversidad
13 de macroinvertebrados. La información de los macroinvertebrados es igual al promedio de los 4
14 monolitos por árbol.

15 *Abundancia de macroinvertebrados en los dos agroecosistemas.* De manera general
16 los Isópteros son el grupo de macroinvertebrados más abundante tanto en huerto casero como en
17 monocultivos de cedro, seguidos de los Himenópteros. Los Oligoquetos son los
18 macroinvertebrados menos abundantes en los monocultivos, y en similar situación se encuentran
19 los Coleópteros en los huertos caseros. Las poblaciones de los Oligoquetos ($p<0.001$), Isópteros
20 ($p<0.001$), Quilópodos ($p=0.035$) y Diplópodos ($p<0.001$) fueron significativamente mayores en
21 el huerto casero; mientras las poblaciones de los Coleópteros ($p=0.0123$) e Himenópteros
22 ($p<0.001$) fueron significativamente mayores en los monocultivos (Tabla 4).

1 *Abundancia de Himenópteros.* La densidad de hormigas es significativamente mayor
2 (p=0.0104) en los monocultivos que en los huertos caseros. Por otro lado, dentro de cada uno de
3 los sistemas no existen diferencias estadísticamente significativas en la densidad entre las 2
4 épocas ni a diferentes profundidades.

5 *Abundancia de Oligoquetos.* La densidad poblacional de Oligoquetos es
6 significativamente mayor (p<0.001) en los huertos caseros respecto a los monocultivos. A pesar
7 que en ambos sistemas los Oligoquetos son de manera general más abundantes en los niveles
8 inferiores entre los 10 a 30cm de profundidad, solo se presentan diferencias significativas
9 (p=0.029) entre niveles en huertos caseros al final de la época de lluvia del año 2008. La
10 densidad de Oligoquetos al final de la época de lluvia del año 2008 fue significativamente menor
11 que en las otras épocas (p<0.001).

12 *Abundancia de Isópteros.* No existen diferencias significativas en la densidad
13 poblacional de Isópteros entre sistemas; sin embargo se presentan diferencias significativas
14 (p<0.001) entre las 3 épocas en los huertos caseros.

15 *Abundancia de Miriápodos.* El sistema huerto casero presenta una densidad
16 poblacional significativamente mayor (p<0.001) que el sistema monocultivo. También existen
17 diferencias significativas entre sistemas entre épocas dentro de cada sistema, siendo la época de
18 secas del año 2008 significativamente mayor tanto en huertos caseros (p<0.001) como en
19 monocultivos (p=0.009). En los monocultivos en el año 2008, las poblaciones presentes sobre los
20 10 cm de suelo fueron significativamente más altas (p=0.039).

21 *Abundancia de otros macroinvertebrados.* En este grupo se encontraron
22 principalmente insectos como Dermápteros, Blatodeos y larvas de Dípteros. La densidad

1 poblacional de otros macroinvertebrados con baja densidad poblacional en los 2 sistemas es
2 similar estadísticamente. Sin embargo, se presentan diferencias significativas entre épocas dentro
3 de cada sistema; así, al final de la época de lluvia del año 2008, la densidad poblacional fue
4 significativamente mayor en el huerto casero ($p < 0.001$) y en los monocultivos ($p = 0.003$) respecto
5 a las otras 2 épocas. También se encontró que entre los 0 a 10cm de profundidad de suelo, la
6 densidad poblacional de otros macroinvertebrados es mayor significativamente ($p < 0.001$) que
7 entre los 10 a 30cm.

8 *Relaciones entre la macrofauna y las características del manejo del suelo.* De
9 acuerdo al análisis de correlación canónica (ACC) de las características del manejo del suelo y la
10 macrofauna para cada uno de los sistemas estudiados, tanto en huertos caseros como en
11 monocultivos los Oligoquetos presentan una relación positiva con el riego, siendo esta la única
12 característica del manejo que se muestra favorable a uno de los grupos de macroinvertebrados, ya
13 que el resto de características del manejo los afectan de manera negativa. Estos resultados son
14 explicados en los huertos caseros en un 72.88% por el primer eje ($p = 0.009$) (Figura 2).

15 *Relaciones entre la macrofauna y las características físico-químicas del suelo.* El ACC muestra
16 las relaciones entre la macrofauna y las características físico-químicas del suelo con un 92.68%
17 en el eje 1 ($p = 0.02$) en los monocultivos (Figura 3). De acuerdo a este estudio en los
18 monocultivos los Oligoquetos se encuentran en sitios con mayores contenidos de materia
19 orgánica ($r_s 0.62$ $p = 0.02$), donde también se correlacionan con la humedad ($r 0.72$; $p = 0.001$);
20 mientras los Himenópteros también se correlacionan de manera negativa con la humedad ($r -0.41$;
21 $p = 0.02$), con el ph ($r -0.73$; $p = 0.001$), el limo ($r -0.67$; $p = 0.004$) y con la materia orgánica ($r -$
22 0.57 ; $p = 0.002$). En los huertos caseros la correlación entre la arcilla y los Oligoquetos fue
23 significativamente positiva ($r 0.65$; $p = 0.01$), pero negativa con los Himenópteros ($r -0.57$; $p = 0$

1 0.02). La arena y los Oligoquetos presentaron una relación significativamente negativa ($r = -0.68$;
2 $p=0.04$), mientras que la correlación de la arena con los Himenópteros y los Isópteros fue
3 significativamente positiva ($r = 0.65$; $p=0.01$, y $r = 0.57$; $p=0.02$ respectivamente). Con el limo tanto
4 los Isópteros como los Himenópteros se correlacionaron de manera negativa ($r = -0.61$; $p=0.01$, y $r =$
5 -0.58 ; $p= 0.02$, respectivamente). Con la densidad aparente y la humedad los Isópteros
6 presentaron una relación significativa aunque negativa ($r = -0.58$; $p=0.02$ y $r = -0.56$; $p=0.02$
7 respectivamente).

8 Las correlaciones entre las propiedades físico-químicas del suelo y el manejo que se
9 aplicó a las parcelas estudiadas indican que el paso de la rastra influye significativamente en la
10 densidad aparente de la capa inferior del suelo (entre los 10 a 30 cm) ($r = 0.71$; $p<0.05$) y de
11 manera negativa en el porcentaje de materia orgánica ($r = -0.93$ $p<0.05$).

12 **Discusión**

13 Algunas prácticas agrícolas como la preparación del suelo, la rotación de cultivos, el
14 manejo de residuos y los regímenes de fertilización, pueden influenciar tanto en las propiedades
15 físico-químicas, como la fauna del suelo (Fragoso et al., 1997; Shiran et al., 2002; Su et al., 2006;
16 Ayuke et al., 2011). El estatus de los nutrimentos del suelo, tales como el C, N o P; así como su
17 densidad influyen las poblaciones de la biota del suelo (Marshall, 1993; Battiguelli, 2000;
18 Morón-Ríos y Huerta-Lwanga, 2006).

19 Los suelos presentes en el área de estudio son luvisoles, estos suelos arcillosos, que
20 poseen un horizonte superficial de color rojo a café rojizo son conocidos también como Kankab
21 en la nomenclatura maya (Pool-Novelo y Hernández-Xolocotzi, 1995; Mariaca-Méndez et al.,
22 1995). Los luvisoles son suelos sin problemas fuertes de fertilidad química, sin problemas para la

1 preparación del suelo, y de manera general, de buena aptitud agrícola, características que junto a
2 la disponibilidad de riego en algunas áreas han conducido a un uso más o menos intensivo de
3 ellos, en diferentes sistemas de cultivo (Bautista-Zúñiga et al., 2010). Sin embargo, esto se ha
4 hecho con deficientes prácticas de manejo, causando un deterioro derivado de pérdidas de MO y
5 fertilidad (Aguilar y Méndez, 1993; Medina-Méndez et al., 2006), similar a lo encontrado en
6 Tikinmul en las 2 áreas de estudio.

7 En los sistemas agrícolas de Tikinmul, los macroinvertebrados más abundantes
8 fueron los Isópteros y los Himenópteros, mientras los Oligoquetos fueron los menos abundantes
9 en los monocultivos y los Coleópteros en los huertos caseros. En estudios realizados por Brown y
10 colaboradores (2004) en pastizales, también los Isópteros (28%) y los Himenópteros (24%) se
11 encuentran entre los de mayor abundancia; sin embargo difieren en los Oligoquetos (27%) que de
12 manera contraria en Tikinmul se encuentran entre los de más baja densidad de ind.m². En otros
13 agroecosistemas del trópico americano, también se observa una predominancia de las poblaciones
14 de Isópteros e Himenópteros; sin embargo esto no es una constante y depende de diferentes
15 factores relacionados con aspectos geográficos, de características físico-químicas, de uso de
16 suelo, estacionales o ambientales (Potts et al., 1983; Brown et al., 2001; Brown et al., 2004;
17 macgown y Lockley, 2009; Lang-Ovalle et al., 2011; Huerta y Van der Wal, 2012). De esta
18 manera, es posible encontrar medias de densidades bajas de hormigas de 11 ind.m⁻² (Decaëns et
19 al., 1994) y altas de 603 (Brown et al. 2004) y hasta casi 3000 ind. M⁻² (Brown et al., 2001) en
20 sistemas similares de cultivos de gramíneas en México (pasto, arroz y caña de azúcar de cosecha
21 verde).

22 En el área de estudio la humedad se presenta como un factor determinante para las
23 poblaciones de hormigas, ejerciendo una acción negativa sobre ellas. Este comportamiento ha

1 sido reportado para *Solenopsis geminata* (Potts et al., 1983; Cokendolpher y Francke, 1985) que
2 es la especie dominante en los monocultivos de cedro de la zona de estudio (Chantásig-Vaca et
3 al., 2011) donde se presentan los niveles más bajos de humedad relativa del suelo.

4 En cuanto a los Oligoquetos, las densidades poblacionales fueron bajas con respecto a
5 las encontradas en otros agroecosistemas del trópico mexicano, donde se han obtenido densidades
6 de 257 ind.m² en cultivos con mango en Tabasco (Huerta et al., 2006), 105.9 ind.m⁻² en cultivos
7 diversificados y 119.7 ind.m⁻² en cultivos no diversificados también en Tabasco (Huerta et al.,
8 2006); frente a solo 24 ind.m⁻² como la más alta densidad poblacional en los sistemas estudiados
9 en el presente trabajo.

10 Entre las prácticas que mayor influencia han mostrado ejercer sobre la densidad de
11 los Oligoquetos, se encuentran el arado, el manejo de la cobertura vegetal, así como la aplicación
12 de agroquímicos (Smith et al., 2008; Ernst y Emmerling, 2009; Eriksen-Hamel et al., 2009; Fonte
13 et al., 2009; Peigne et al., 2009; Simonsen et al., 2010). La influencia del arado puede resultar
14 positiva para los Oligoquetos, si su acción permite la incorporación de materia orgánica en el
15 suelo (Chan, 2001; Simonsen et al., 2010), o negativa si el exceso de esta actividad resulta en la
16 compactación del suelo en forma que afecte su porosidad a niveles que limite la oxigenación, el
17 mantenimiento de la humedad y el movimiento de los organismos del suelo (Battigelli, 2000).
18 Huerta (2002) encontró que la labranza de la tierra produjo la disminución en la población de
19 Oligoquetos en un cultivo de maíz en Veracruz, México, al igual que Smith y colaboradores
20 (2008) en sistemas agrícolas en Michigan, Estados Unidos; Mele y Carter (1999) observaron una
21 disminución del 50% o más en las poblaciones de lombrices en sistemas con labranza en
22 comparación con sistemas en donde no se realizaba esta práctica en Australia. La intensidad y
23 tipo de labranza es determinante en la abundancia de lombrices (Chan, 2001). En el área de

1 estudio, las mayores poblaciones de Oligoquetos se encontraron en los huertos caseros, donde los
2 propietarios solamente practican el chapeo como forma de mantenimiento de sus huertos,
3 mientras poblaciones más pequeñas o nulas se presentaron en los monocultivos, donde la
4 preparación del terreno para la siembra y el mantenimiento de las plantaciones de cedro requirió
5 del paso de la rastra.

6 En el presente estudio existió una relación directa entre el porcentaje de humedad y la
7 densidad poblacional de los Oligoquetos en el monocultivo, donde la humedad relativa del suelo
8 es más baja respecto al huerto casero, lo que indica que la humedad es un factor determinante
9 para la presencia de los Oligoquetos. Estudios realizados en laboratorio por Berry y Jordan
10 (2001) encontraron que *Lumbricus terrestris* se desarrolla más rápidamente en suelos con un 30%
11 de humedad relativa del suelo frente a un 20-25%. La humedad relativa promedio del suelo en los
12 huertos caseros fue de $21.74 \pm 6.63\%$, lo que indica que en estos niveles los contenidos de
13 humedad dejan de ser el factor limitante para las poblaciones de Oligoquetos.

14 Por otro lado el uso del glifosato es común en la zona de estudio y de uso
15 generalizado en los monocultivos, este herbicida produce daños a los Oligoquetos, que pueden
16 ser letales o afectarlos de manera drástica tanto en su peso como en su abundancia, debido a que
17 se han observado deformaciones y pérdida de fertilidad en macroinvertebrados sometidos a
18 aplicaciones de glifosato tanto en campo como en laboratorio (Morowati, 2000; Correira y
19 Moreira, 2010). Debido a que el glifosato fue utilizado tanto en huertos caseros como en
20 monocultivos, no es posible evaluar con certeza el impacto del glifosato sobre la densidad
21 poblacional de los Oligoquetos en este estudio.

1 Las poblaciones de Miriápodos en sistemas agrícolas de México pueden variar,
2 dependiendo de diferentes factores como el tipo de cultivo o el tiempo de permanencia de los
3 cultivos; así se pueden encontrar poblaciones bajas de 3 ind.m⁻² en huertos caseros de Tabasco
4 (Huerta y van der Wal, 2012) o poblaciones altas de hasta 224 ind.m⁻² en milpas de un año
5 (Brown et al., 2001). En el presente estudio, las poblaciones fluctuaron entre 6 y 27 ind.m⁻²,
6 siendo el huerto casero el sistema con las poblaciones más altas. Densidades poblacionales
7 similares (22-50 ind.m⁻²), se encontraron en sistemas agroforestales con cacao en Brasil (da Silva
8 et al., 2009). Sin embargo las poblaciones de Miriápodos en el presente estudio estuvieron
9 determinadas también por la época de muestreo, ya que las poblaciones más elevadas (27 ind.m⁻²)
10 se encontraron en la época de seca.

11 Los niveles de materia orgánica en los monocultivos del área de estudio tienen un
12 promedio de 3.13% en la capa de suelo entre los 10 a 30cm y de 3.59% en la capa superior;
13 mientras en los huertos caseros los niveles varían entre los 3.84% y 5.36% en niveles inferior y
14 superior respectivamente. De acuerdo a la NOM-021 (SEMARNAT, 2002), para suelos no
15 volcánicos, como es el caso de los suelos de la zona de estudio, los niveles de materia orgánica
16 entre 1.6-3.5%, similares a los encontrados en los monocultivos, están considerados como
17 medios; mientras, niveles entre 3.6-6%, similares a los de los huertos caseros, están considerados
18 como altos. En otros suelos de tipo luvisol de la Península de Yucatán se encontraron niveles de
19 2.8% a 3.0% de materia orgánica en los primeros 20cm de profundidad de suelos bajo cultivo
20 (Medina-Méndez et al., 2006), y de 9% en los primeros 15cm de profundidad en suelos con
21 vegetación natural (Pool-Novelo y Hernández-Xolocotzi, 1995).

22 La relación entre los Oligoquetos y la materia orgánica es ampliamente reconocida
23 (Fragoso et al., 1997; Lavelle et al., 2001; Ernst y Emmerling, 2009; Fonte et al., 2009; Huerta y

1 Van der Wal, 2012), y puede ser entendida de 2 formas: una en la que la materia orgánica
2 promueve la presencia de Oligoquetos; y otra en que los incrementos en los porcentajes de
3 materia orgánica son el resultado de la presencia y actividad de éstos organismos (Fragoso et al.,
4 1993; Barros et al., 2002; Pulleman et al., 2005; Huerta y Van der Wal, 2012). Aunque los
5 niveles más altos de materia orgánica se presentan en los huertos caseros, solo se observó una
6 relación directa entre el porcentaje de materia orgánica y los Oligoquetos en el monocultivo.

7 Las labores agrícolas, como el paso de la rastra producen disminución en los niveles
8 de materia orgánica en el suelo de sistemas agrícolas donde se ha iniciado la práctica del arado
9 (Riley et al., 2008), siendo el cambio inmediato independientemente de la frecuencia con que se
10 realiza.

11 El nivel promedio de N total en luvisoles de Campeche es de 1.6% (Medina-Méndez
12 et al., 2006), y se encuentra sobre el rango de los niveles de nitrógeno encontrados en los suelos
13 de Tikimul, donde el mayor valor (0.32%) se encontró en el sistema huerto casero; mientras el
14 menor porcentaje (0.13%), se presentó en el sistema monocultivo.

15 Los niveles de P en el suelo de los sistemas agrícolas estudiados son altamente
16 variables, y van de 0.16 a 11.89 mg.Kg⁻¹ en huertos caseros y de 0.1 a 18.87 mg.Kg⁻¹ en
17 monocultivos. Estos altos niveles de variación se presentan también en otros sistemas agrícolas;
18 así por ejemplo Medina-Méndez y colaboradores (2009) encontraron en luvisoles de Campeche,
19 niveles de entre 1.9 y 9.0 mg.Kg⁻¹ en cultivos de maíz de temporal y de entre 2.0 y 5.0 mg.Kg⁻¹
20 en sistemas con mango; por su parte, Stine y Weil, (2002) obtuvieron promedios de 116.5 Kg.ha⁻¹
21 con variaciones de ± 10.7 en sistemas sin labranza y de 83.75 Kg.ha⁻¹ con variaciones de ±39.8
22 en sistemas de labranza convencional en Centroamérica. Los resultados de estos estudios indican

1 que los niveles más elevados de P, así como los rangos más amplios de variación se dan en
2 sistemas con mayor intensidad de manejo, como los monocultivos de Tikinmul.

3 En cuanto al pH en los sistemas estudiados, los niveles se encuentran en los rangos de
4 neutro y ligeramente básicos (6.67 a 7.86), con valores ligeramente superiores a otros sistemas
5 agrícolas en luvisoles, donde los valores oscilan entre 6.2 y 7.2 (Medina-Méndez et al., 2006;
6 Medina-Méndez et al., 2009); sin embargo son similares a los de otros sistemas agrícolas en la
7 Península de Yucatán, donde se presentan valores de 6.36 a 7.92 (Turrent et al., 2004). Se
8 observó una correlación negativa entre el pH del suelo y los Himenópteros en los monocultivos,
9 donde el ph fue más bajo que en los huertos caseros; al respecto Frouz, Holec y Kalcik, (2003) y
10 Frouz y Jilková (2008) comentan que los Himenópteros pueden modificar el pH del suelo
11 cercano a sus nidos, incrementándolo si es ácido y bajándolo si es básico, como es el caso de los
12 monocultivos.

13 En luvisoles de uso agrícola el porcentaje de arena varía de 6.2 a 10%, el de limo de
14 16.8 a 23.3% y el de arcilla de 67.7 a 75.8% (Medina-Méndez et al., 2006). En la zona de estudio
15 los porcentajes de arena van de 22.25 a 29.92%, los de arcilla están entre 48.89 y 58.85% y los de
16 limo entre 18.90 y 21.18%. De acuerdo a los resultados la textura del suelo es un factor que
17 presenta relaciones importantes con los macroinvertebrados, ya que cada una de sus fracciones
18 afecta o es afectada de diferente manera ante determinados grupos de macroinvertebrados. La
19 relación entre la arena y los Oligoquetos fue negativa, mientras que resultó positiva para los
20 Himenópteros y los Isópteros, por el contrario, la arcilla se relaciona positivamente con los
21 Oligoquetos y negativamente con los Himenópteros, mientras el limo mantiene también
22 relaciones negativas con los Himenópteros y los Isópteros. Huerta y Van der Wal (2012) también
23 encontraron relación entre los Oligoquetos y los contenidos de arcilla de sistemas agrícolas de

1 Tabasco. Zhang y Schrader (1993) observaron una reducción de la fracción arena en presencia de
2 Oligoquetos en suelos bajo agricultura intensiva en Alemania. La similitud en las relaciones entre
3 los Himenópteros y los Isópteros respecto a los contenidos de arena y limo, sugieren que ambos
4 grupos tienen similares preferencias o funciones frente a la textura del suelo. Para Lavelle et al.
5 (1992) Frouz y Jilková (2008) los cambios en las propiedades físicas del suelo propiciados por la
6 presencia de Himenópteros e Isópteros son resultado de la bioturbación del suelo y el acarreo que
7 realizan las termitas de partículas de suelo de los horizontes bajos hacia la superficie. Awadzi et
8 al. (2004) observaron que las partículas que acarrear las termitas pueden llegar hasta los 1000 μm ,
9 y en vista de que el tamaño de la fracción de arena va desde los 0.05mm (SEMARNAT, 2002), se
10 sugiere que la relación positiva entre las termitas y la arena está dada por su actividad de acarreo.

11 La densidad aparente tiene interés desde el punto de vista del manejo del suelo, ya
12 que informa sobre la compactación de cada horizonte y permite inferir las dificultades para la
13 emergencia, el enraizamiento y la circulación del agua y el aire (Porta et al., 1999). En suelos
14 arcillosos estructurados se esperan densidades entre 1.05 y 1.10 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Porta et al., 1999);
15 mientras de acuerdo a Landon (1991), en suelos cultivados recientemente se puede encontrar una
16 densidad aparente del suelo de entre 0.9 y 1.2 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. En luvisoles agrícolas de Campeche se
17 encontraron valores entre 0.96 y 1.02 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Medina-Méndez et al., 2006). Los valores anteriores
18 indican que en el área de estudio la densidad aparente del suelo corresponde a los valores que se
19 espera encontrar en un suelo agrícola (1.05 a 1.31 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$). La correlación negativa entre los
20 Isópteros y la densidad aparente del suelo sugiere que estos macroinvertebrados están
21 influenciando sobre esta característica física del suelo, ya que Elkins et al. (1986) reportaron
22 densidades aparentes del suelo más altas en lugares donde las termitas habían sido eliminadas.
23 Las termitas pueden influir sobre la densidad aparente del suelo mediante la creación de sistemas

1 de galerías y cavernas que incrementan la porosidad del suelo (Lavelle et al., 1992; Black y
2 Okwakol, 1996). El incremento en la porosidad del suelo mejora el drenaje y puede influenciar
3 sobre la dinámica del agua (Mackay y Whitford, 1988; Lavelle et al., 1992; Black y Okwakol,
4 1996).

5 **Conclusiones**

6 Las poblaciones de macroinvertebrados del suelo fueron afectados de diferente forma
7 por el sistema agrícola. Así, los Oligoquetos, los Isópteros y los Miriápodos fueron favorecidos
8 por el sistema huerto casero, donde presentaron poblaciones más elevadas, mientras los
9 Himenópteros presentaron densidades poblacionales más altas en el monocultivo. El resto de
10 individuos muestreados, no presentaron una preferencia por un sistema determinado.

11 Cada uno de los sistemas afectan de diferente manera tanto a los macroinvertebrados
12 como a las características físico-químicas del suelo de estos sistemas y a las relaciones que en
13 ellos pueden existir, de esta manera, es posible encontrar relaciones entre los Himenópteros y el
14 pH o los Oligoquetos y la humedad relativa en el monocultivo, pero no en el huerto casero.

15 La característica del manejo que de manera más relevante afecta a los sistemas
16 agrícolas de Tikinmul es el paso de la rastra, ya que existe una relación inversa entre esta
17 actividad y el porcentaje de materia orgánica y una relación directa entre la labranza y la
18 densidad aparente del suelo.

19

1 **Literatura citada**

- 2 Aguilar, C. y G. V. Méndez. 1993. Producción de maíz de temporal en los suelos mecanizables
3 de la Península de Yucatán. Folleto Técnico No. 6. INIFAP, SARH. Yucatán, México.
- 4 Anderson, J. M. y J. S. Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods.
5 Soil Science 157(4): 1-265.
- 6 Awadzi, T. W; M. A. Cobblah, H. Breuning-Madsen. 2004. The role of termites in soil formation
7 in the tropical semi-deciduous forest zone, Ghana. Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of
8 Geography, 104(2), 27-34.
- 9 Ayuke, F. O., L. Brussard, B. Vanlauwe, J. Six, D. K. Lelei, C. N. Kibunja y M. M. Pulleman.
10 2011. Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic
11 matter allocation. Applied Soil Ecology 48: 53-62.
- 12 Battigelli, J. P. 2000. Impact of soil compaction and organic matter removal on soil fauna in the
13 Sub-Boreal Spruce zone of Central British Columbia. Tesis, Faculty of Graduate Studies and
14 Research. University of Alberta. Edmonton, Alberta, Canadá.
- 15 Barros, E., B. Pashanasi, R. Constantino y P. Lavelle. 2002. Effects of land use system on the
16 soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. Biology and Fertility of Soils 35: 338-347.
- 17 Berry, E. C. y D. Jordan. 2001. Temperature and soil moisture content effects on the growth of
18 *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta: Lumbricidae) under laboratory conditions. Soil Biology and
19 Biochemistry 33(1): 133-136.
- 20 Bautista-Zúñiga, F., A. G. Palacio-Aponte, J. Mendoza-Vega, V. M. Kú-Quej, L. Pool-Novelo, y
21 W. Cantarell-Jiménez. 2010. Suelos. *In* La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado.
22 Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del

1 Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur.
2 México, Villalobos-Zapata, G.J. y J. Mendoza-Vega, (Coord.).
3 Black, H. I. J. y M. J. N. Okwakol. 1996. Agricultural intensification, soil biodiversity and
4 agroecosystem function in the tropics: the role of termites. *Applied Soil Ecology* 6: 37-53.
5 Brown, G., C. Frago, I. Barois, P. Rojas, J. C. Patrón, J. Bueno, A. G. Moreno, P. Lavelle, V.
6 Ordaz y C. Rodríguez. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los
7 ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana* 1: 79-110.
8 Brown, G., A. G. Moreno, I. Barois, C. Frago, P. Rojas, B. Hernández y J. C. Patrón. 2004.
9 Soil macrofauna in SE Mexican Pastures and the effect of conversion from native to introduced
10 pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 313-327.
11 Chan, K. Y. 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and
12 diversity implications for functioning in soils. *Soil Tillage and Research* 57: 179-191.
13 Chantásig-Vaca, C. I., E. Huerta, P. Rojas, A. Ponce-Mendoza, J. Mendoza, A. Morón, H. van
14 der Wal, y B. B. Dzib-Castillo. 2011. Efecto del uso de suelo en las hormigas
15 (Formicidae:Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.)
16 27(2): 441-461.
17 Cokendolpher, J. C. y O. F. Francke. 1985. Temperature preferences of four species of the fire
18 ants (Hymenoptera: Formicidae: Solenopsis). *Psyche* 92: 91-102.
19 Correira, F. V. y J. C. Moreira. 2010. Effects of Glyphosate and 2,4-D on Earthworms (*Eisenia*
20 *foetida*) in Laboratory test. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 85: 264-
21 268.

1 Cortez, R. C. 2000. Inseguridad alimentaria, pobreza y deterioro ambiental en el marco de la
2 globalización. *In* Sector agropecuario y alternativas comunitarias de seguridad alimentaria y
3 nutrición en México Espinoza-Cortés, L. M. (Coord.), Plaza y Valdez S.A. de C.V.

4 Decaëns, T., P. Lavelle, J. J. Jiménez, G. Escobar y G. Rippstein. 1994. Impact of land
5 management on soil macrofauna in the oriental llanos of Colombia. *European Journal of Soil*
6 *Biology* 30: 157-168.

7 Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C. W. Robledo
8 2008. Infostat, versión 2008, Grupo infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

9 Dray, S. y A. B. Dufour. 2007. The ade4 package implementing the duality diagram for ecologist.
10 *Journal of Statistical Software* 22: 1-20.

11 Ekschmitt, K. y B. Griffiths. 1998. Soil biodiversity and its implications for ecosystem
12 functioning in a heterogeneous and variable environment. *Applied Soil Ecology* 10: 201-215.

13 Elkins, N. Z., G. V. Sabol, T. J. Ward, y W. G. Whitford. 1986. The influence of subterranean
14 termites on the hydrological characteristics of a Chihuahua desert ecosystem. *Oecologia*, 68: 521-
15 528.

16 Eriksen-Hamel, N. S., A. B. Speratti, J. K. Whalen, A. Legere, y C. A. Madramootoo. 2009.
17 Earthworm populations and growth rates related to long-term crop residue and tillage
18 management. *Soil y Tillage Research* 104: 311-316.

19 Ernst, G. y C. Emmerling. 2009. Impact of five different tillage systems on soil organic carbon
20 content and the density, biomass and community composition of earthworms after 10 year period.
21 *European Journal of Soil Biology* 45: 247-251.

22 Fonte, S. J., T. Winsome, y J. Six. 2009. Earthworm populations in relation to soil organic matter
23 dynamics and management in California tomato cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 41,

1 206-214.

2 Fragoso, C., I. Barois, C. González, C. Arteaga, y J. Patrón. 1993. Relationships between
3 earthworms and soil organic matter levels in natural and managed ecosystems in Mexican
4 Tropics. *In* Soil organic matter dynamics and sustainability of tropical agriculture, Mulongoy, K
5 y R. Merckx, (eds.). John Wiley y Sons Inc. Hong Kong.

6 Fragoso, C., G. Brown, J. Patrón, E. Blanchart, P. Lavelle, B. Pashanasi, B. Senapati, y T.
7 Kumar. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the
8 tropics: the role of earthworms. *Applied Soil Ecology* 6: 17–35.

9 Frouz, J., M. Holec y J. Kalcik. 2003. The effect of *Losius niger* (Hymenoptera, Formicidae) ants
10 nests on selected soil chemical properties. *Pedobiología* 47: 205-212.

11 Frouz, J. y V. Jilkova. 2008. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera:
12 Formicidae). *Myrmecological News* 11: 191-199.

13 García, E. 1964. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo
14 a las condiciones de la república mexicana). Tercera edición. Offset Larios, México, D. F.

15 Gío-Argáez, F. R. 1996. Campeche y sus recursos naturales. México: Gobierno del Estado de
16 Campeche, Secud y Sociedad Mexicana de Historia Natural A.C.

17 Guiller, K., M. Beare, P. Lavelle, A. Izac, y M. Swift. 1997. Agricultural intensification, soil
18 diversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* 6: 3-16.

19 Gliessman, S. 2002. Agroecología; procesos ecológicos en agricultura sostenible. CATIE,
20 Turrialba, Costa Rica.

21 Hammer, O., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. Past 2.07: Paleontological Statistics software
22 package for education and data analysis. *Palaeontologia electrónica*, 4(1): 9.

1 Huerta, E. 2002. Etude comparative des facteurs qui determinent la biomasse et la densité de
2 vers de terre dans les zones naturelles et anthropisées dans les sols de tropiques. Tesis Université
3 Paris VI Pierre et Marie Curie. Paris.

4 Huerta, E., C. Fragoso, J. Rodríguez-Olan, I. Evia-Castillo, E. Montejo-Meneses, M. De la cruz-
5 Mondragon y R. García-Huerta. 2006. Presence of exotic and native earthworms in principal
6 agro- and natural systems in Central and Southeastern Tabasco, México. *Caribbean Journal of*
7 *Science* 42(3): 1-7.

8 Huerta, E. y J. C. Van der Wal. 2012. Soil macroinvertebrates, abundance and diversity in home
9 gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover.
10 *European Journal of Soil Biology* 50: 68-75.

11 INEGI. 2012. Mapa digital de México. Consultado el 8 de marzo de 2012 en:
12 <http://gaia.inegi.org.mx/mdm5/viewer.html>

13 INIFAP. 2013. Clima Inifap. Consultado el 3 de marzo del 2013 en:
14 <http://clima.inifap.gob.mx/redinifap/estaciones.aspx>

15 Kaye, I. A. y A. Weiner. 1945. Semimicro-Kjeldahl Nitrogen Determination. *Industrial.*
16 *Engineering Chemistry. Analytical Edition* 17(6): 397–398.

17 Landon, J. R. 1991. *Booker Tropical Soil Manual: A Handbook for Soil Survey and Agricultural*
18 *Land Evaluation in the Tropics and Subtropics.* Routledge, New York, USA.

19 Lang-Ovalle, F. P., A. Pérez-Vázquez, J. P. Martínez-Dávila, D. E. Platas-Rosado, L. A. Ojeda-
20 Enciso, y I. J. González-Acuña 2011. Macrofauna edáfica asociada a plantaciones de mango y
21 Caña de azúcar. *Terra Latinoamericana* 29 (2): 169-167.

22 Lavelle, P. 1994. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine
23 ecosystem function. *In* 15th World Congress of Soil Science, Etchevers, J., A Aguilar, R. Nuñez,
24 G. Alcántar, P. Sánchez (eds).

1 Lavelle, P., E. Blanchart, A. Martin, A.V. Spain y S. Martin. 199). Impact of soil fauna on
2 properties of soils humid tropics *In* Myths and science of soils of the tropics, Lal, R. y P.
3 Sanchez, (eds.). Soil Science Society of America Special Publication No. 20, Madison,
4 Wisconsin.

5 Lavelle, P., E. Barros, E. Blanchart, G. Brown, T. Desjardins, L. Mariani y R. Jean-Pierre. 2001.
6 SOM management in the tropics: Why feeding the soil macrofauna?. *Nutrient Cycling in*
7 *Agroecosystems* 61: 53-61.

8 Lavelle, P., B. Senapati y E. Barros. 2003. Soil macrofauna. *In* Trees, Crops and soil fertility
9 concepts and research methods, Schroth, G y F. Sinclair (eds.). CABI Publishing, Cromwell
10 Press, Trowbridge, UK.

11 Lobry de Bruyn, L. A. y A. J. Conacher 1990. The role of termites and ants in soil modifications:
12 a review. *Australian Journal of Soil Research* 28(1): 55-93.

13 Macgown, J. A. y T. T. Lockley. 2009. Ants of Horn Island, Jackson County, Mississippi. *In*
14 *Ants (Formicidae) of the Southeastern United States*. Macgown, J.A museum.

15 Mackay, W. P. y W. G. Whitford. 1988. Spatial variability of termite gallery production in
16 Chihuahuan desert plant communities. *Sociobiology*. 14(1): 281-289

17 Mariaca-Méndez, R., E. Hernández-Xolocotzi, M. A. Castillo y O. E. Moguel. 1995. Análisis
18 estadístico de una milpa experimental de 8 años de cultivo continuo bajo roza-tumba-quema en
19 Yucatán, México. *In* La milpa en Yucatán. Un sistema de producción agrícola tradicional,
20 Hernández-Xolocotzi, E., E. Bello y S. Levy (comps.), Tomo 2. Colegio de Postgraduados.

21 Marshall, V. G. 1993. Sustainable forestry and soil fauna diversity. *In* Proceedings of a
22 Symposium on Biological Diversity : Our Living Legacy, Fenger, M. A., E. H. Miller, J. F.
23 Johnson y E. J. R. Williams (eds.). Royal British Columbia Museum, Victoria, B. C.

1 Mathieu, J., J. P. Rossi, M. Grimaldi, P. Mora, P. Lavelle y C. Rouland. 2004. A multi-scale
2 study of soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Biology and Fertility of Soils* 40:
3 300-305.

4 Medina-Méndez, J., V. H. Volke-Haller, J. González-Ríos, A. Galvis-Spínola, M.J. Santiago-
5 Cruz y J. I. Cortés-Flores 2006. Cambios en las propiedades físicas del suelo a través del tiempo
6 en los sistemas de maíz bajo temporal y mango bajo riego en luvisoles del estado de Campeche.
7 *Universidad y Ciencia: Trópico Húmedo* 22 (2): 175-189.

8 Medina-Méndez, J., V. H. Volke-Haller, A. Galvis-Spínola, J. M. González-Ríos, M. J. Santiago-
9 Cruz y J. A. Cortés-Flores. 2009. Propiedades químicas de un luvisol después de la conversión
10 del bosque a la agricultura en Campeche, México. *Agronomía Mesoamericana* 20(2): 217-235.

11 Mele, P. M. y M.R. Carter. 1999. Impact of crop management factor in conservation tillage
12 farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia.
13 *Soil and Tillage Research* 50: 1-10.

14 Morón-Ríos, A y E. Huerta-Lwanga. 2006. Soil macrofauna of two successional evergreen cloud
15 forest stages from the Cerro Hiutepec Nature Reserve, San Cristóbal de las Casas, Chiapas,
16 México. *Interciencia* 31(8): 611-615

17 Morowati, M. 2000. Histochemical and histopathological study of the intestine of the earthworm
18 (*Pheretima elongate*) exposed to a field dose of the herbicide glyphosate. *Environmentalist* 20:
19 105-111

20 Nair, P. K. 1993. An introduction to agroforestry. Dordrecht, Países Bajos. Kluwer Academic
21 Publishers.

22 Olmsted, I., J. A. González-Iturbe, R. Durán, J. Granados y F. Tun-Dzul. 1999. Vegetación. *In*
23 *Atlas de Procesos Territoriales de Yucatán*, García Fuentes, A; Córdova J; Chico Ponce de León
24 P. (eds.). Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida.

1 Olsen, S. R., C. V. Cole, F. S. Watanabe y L. A. Dean. 1954. Estimation of Available
2 Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. *In* Agricultural and Advisor,
3 Banderis, A. D., D. H. Barter, K. Anderson(eds.). U. S. Department of Agriculture Circular No.
4 939.

5 Orellana, R. 1999. Evaluación Climática. *In* Atlas de procesos territoriales de Yucatán. García
6 Fuentes, A; Córdova J; Chico Ponce de León P. (eds.).Universidad Autónoma de Yucatán,
7 Mérida.

8 Parmelee, R. W., P. J. Bohlen y J. M. Blair. 1998. Earthworms and nutrient cycling processes:
9 integrating across the ecological hierarchy. *In* Earthworm Ecology. Ed. St Lucie Press, pp 123-
10 143.

11 Peigne, J., M. Cannavaciolo, Y. Gautronneau, A. Aveline, J. L. Giteau, y D. Cluzeau 2009.
12 Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. *Soil Tillage and*
13 *Research*, 104:207-2014.

14 Pool-Novelo, L. y E. Hernández-Xolocotzi, (1995). Los contenidos de materia orgánica de los
15 suelos en áreas bajo el sistema agrícola de roza-tumba-quema: Importancia del Muestreo. En: La
16 milpa en Yucatán. Un sistema de producción agrícola tradicional. Tomo 1. Colegio de
17 Postgraduados.

18 Porta, J., M. López-Acevedo y C. Roquero. 1999. Edafología para la agricultura y el medio
19 ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 2 Edición

20 Potts, L. R., J. C. Cokendolpher y O. F. Francke. 1983. Humidity preferences of four species of
21 fire ants (Hymenoptera: Formicidae: Solenopsis). *Insectes Sociaux* 3: 335-339.

1 Pulleman, M. M., J. Six, A. Uyl, J. C. Y. Marinissen, y A. G. Jongmans. 2005. Earthworms and
2 management affect organic matter incorporation and microaggregate formation in agricultural
3 soils. *Applied Soil Ecology* 29: 1-15.

4 Remmers, G. y H. De Koeijer. 1992. The T'OLCHE, a Maya system of communally managed
5 forest belts: the causes and consequences of its disappearance. *Agroforestry Systems* 18: 149-
6 177.

7 Riley, H., R. Pommeresche, R. Eltun, S. Hansen y A. Korsæth. 2008. Soil structure, organic
8 matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage,
9 rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124: 275-
10 284.

11 Schmink, M. 1995. La matriz socioeconómica de la deforestación. *In* De bosques y gente.
12 Aspectos sociales de la deforestación en América Latina, Paz, M.F. (coord.). CRIM, UNAM,
13 Cuernavaca, Morelos.

14 SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las
15 especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis.
16 Diario Oficial (Segunda Sección) Martes 31 de diciembre de 2002.

17 Da Silva, M. K., A. C. da Gama-Rodriguez, R. C. Machado y V. C. Baligar. 2009. Soil and litter
18 fauna of cacao agroforestry systems in Bahia Brazil. *Agroforestry Systems* 76: 127-138.

19 Shiran, H., M. A. Hajabbasi, M. Afyuni y A. Hemmat. 2002. Effects of farmyard manure and
20 tillage systems on soil physical properties and corn yield in Central Iran. *Soil y Tillage Research*
21 68: 101-108.

22 Simonsen, J., J. Posner, M. Rosemeyer y J. Baldock. 2010. Endogeic and anecic earthworm
23 abundance in six Midwestern cropping systems. *Applied Soil Ecology* 44: 147-155.

1 Smith, R. G., C. P. McSwiney, A. S. Grand, P. Suwanwaree, R. Snider, G.P. Robertson. 2008.
2 Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. *Soil*
3 *and Tillage Research* 100: 83-88.

4 Spain, A. V. y T. Okello-Oyola. 1985. Variation in the growth of two tropical pasture plants on
5 soils associated with the termitaria of *Amitermes luurensis* (Isoptera: Termitinae). *In Proc. 4th*
6 *Australasian Conference. On Grassland Invertebrate Ecology*, Chapman, R. B. (ed.). Caxton
7 Press, Christchurch, NZ. p. 141-145.

8 Stine, M. A. y R. R. Weil. 2002. The relationship between soil quality and crop productivity
9 across three tillage system in south central Honduras. *American Journal of Alternative*
10 *Agriculture* 17(1): 1-7.

11 Su, Y. Z., F. Wang, D. R. Suo, Z. H. Zang y M. W. Du. 2006. Long-term effect of fertilizer and
12 manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat-wheat-maize
13 cropping system in northwest China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 75: 285-295.

14 Ter-Braak, C. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for
15 multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.

16 Turrent, A., R. Camas, A. López, M. Cantú, J. Ramírez, J. Medina y A. Palafox. 2004.
17 Producción de maíz bajo riego en el sur-sureste de México: I. Análisis Agronómico. *Agricultura*
18 *Técnica de México* 30(002): 153-167.

19 Walkley, A. y I. A. Black. 1934. An Examination of Degtjareff Method for Determining Soil
20 Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science*
21 37: 29-37.

22 Wolters, V. 2001. Biodiversity of soil animals and its functions. *European Journal of Soil*
23 *Biology* 37: 221-227.

- 1 Zarazúa-Escobar, J.A., G. Almaguer-Vargas, y J. G. Ocampo-Ledesma. 2011. El programa de
2 apoyos directos al campo (PROCAMPO) y su impacto sobre la gestión del conocimiento
3 productivo y comercial de la agricultura del estado de México. *Agricultura Sociedad y Desarrollo*
4 8(1): 89-105.
- 5 Zhang, H. y S. Schrader. 1993. Earthworm effects on selected physical and chemical properties
6 of soil aggregates. *Biology and Fertility of Soils* 15: 229-234.

1

2

3 Tabla 1. Promedio (n=928±1 D.E) de las propiedades químicas de los suelos de dos sistemas del área de estudio a dos

4 profundidades. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de uso de suelo, letras

5 minúsculas diferentes indican diferencias significativas dentro de cada sistema.

6

| Sistema | Profundidad | MO (%) | Nitrógeno (%) | Fósforo (mg.Kg ⁻¹) | CIC (cmol. Kg ⁻¹ suelo) | pH |
|---------------|-------------|---------------|---------------|--------------------------------|------------------------------------|---------------|
| Huerto casero | | 4.72 ± 1.75 A | 0.23 ± 0.10 A | 5.38 ± 11.34 B | 20.29 ± 4.77 A | 7.72 ± 0.25 A |
| | 0-10 cm | 5.52 ± 1.68 a | 0.25 ± 0.10 a | 6.44 ± 14.00 a | 19.76 ± 4.86 b | 7.73 ± 0.24 a |
| | 10-30 cm | 3.91 ± 1.43 b | 0.21 ± 0.09 b | 4.31 ± 7.68 a | 20.82 ± 4.62 a | 7.71 ± 0.27 a |
| Monocultivo | | 3.33 ± 0.62 B | 0.18 ± 0.05 B | 10.87 ± 14.44 A | 20.35 ± 5.40 A | 7.12 ± 0.60 B |
| | 0-10 cm | 3.56 ± 0.58 a | 0.18 ± 0.05 a | 11.21 ± 14.44 a | 20.51 ± 5.06 a | 7.18 ± 0.70 a |
| | 10-30 cm | 3.09 ± 0.57 b | 0.17 ± 0.04 b | 10.53 ± 14.46 a | 20.18 ± 5.73 a | 7.06 ± 0.48 b |

7

8

1 Tabla 2. Promedio de la densidad aparente y humedad relativa de los suelos de los dos
 2 sistemas bajo de estudio a dos profundidades del suelo (n=928±1D.E.). Letras
 3 mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de uso de suelo,
 4 letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas dentro de cada sistema.

5

| Sistema | Profundidad | Densidad aparente (g.cm ⁻³) | Humedad relativa (%) |
|---------------|-------------|---|----------------------|
| Huerto casero | | 1.15 ± 0.13 B | 21.74 ± 6.63 A |
| | 0-10 cm | 1.14 ± 0.13 b | 20.73 ± 7.35 a |
| | 10-30 cm | 1.17 ± 0.12 a | 22.73 ± 5.66 b |
| Monocultivo | | 1.2 ± 0.12 A | 20.73 ± 6.79 B |
| | 0-10 cm | 1.14 ± 0.11 b | 19.53 ± 7.58 a |
| | 10-30 cm | 1.26 ± 0.11 a | 21.92 ± 5.68 b |

6

7 Tabla 3. Contenido de arena, limo y arcilla en dos sistemas a dos profundidades del
 8 suelo (n=320±1D.E.). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas
 9 entre sistemas de uso de suelo, letras minúsculas diferentes indican diferencias
 10 significativas dentro de cada sistema.

| Sistema | Profundidad | Arena (%) | Limo (%) | Arcilla (%) |
|---------------|-------------|----------------|----------------|----------------|
| Huerto casero | | | | 50.42 ± 8.67 B |
| | (0-10cm) | 29.16 ± 7.72 A | 20.42 ± 3.98 A | 48.89 ± 8.65 b |
| | (10-30cm) | 29.92 ± 7.97 a | 21.18 ± 4.29 a | 51.95 ± 8.41 a |
| Monocultivo | | | | 57.25 ± 5.27 A |
| | (0-10cm) | 23.22 ± 4.25 B | 19.53 ± 3.73 B | 55.65 ± 5.27 b |
| | (10-30cm) | 24.20 ± 4.23 a | 20.15 ± 3.75 a | 58.85 ± 4.76 a |

11

12

1

2 Tabla 4. Promedio de la densidad poblacional (individuos.m⁻²) de los macroinvertebrados presentes en los dos sistemas
 3 en tres épocas y dos niveles de profundidad del suelo. (n=928±1D.E.). Diferentes letras por columna indican diferencias
 4 significativas

| Sistema | Epoca | Profundidad | Oligoquetos | Himenópteros | Isópteros | Miriápodos | Otros |
|---------------|-------------|-------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|-------------------|
| Huerto casero | Lluvia 2006 | Promedio | 23.4 | 47.1 | 34 | 10.1 | 15.66 |
| | | 1-10 cm | 23.3 ± 39.7 a | 63.1 ± 209.9 b | 48.2 ± 281.7 ef | 10.4 ± 16.6 cd | 23.11 ± 30.96 cde |
| | Lluvia2008 | 10-30 cm | 23.6 ± 44.7 a | 31.1 ± 63.5 b | 19.8 ± 52.7 f | 9.8 ± 21.6 d | 8.22 ± 13.43 g |
| | | Promedio | 1.8 | 57.1 | 247.2 | 9.4 | 31 |
| | Secas 2008 | 1-10 cm | 0.6 ± 3.98 c | 70.2 ± 138.8 b | 389.8 ± 157.2 a | 10.4 ± 18.6 cd | 45.8 ± 54.92 a |
| | | 10-30 cm | 3 ± 9.6 b | 44 ± 132.9 b | 104.6 ± 248.8 c | 8.4 ± 15.5 d | 16.2 ± 19.96 ef |
| | Monocultivo | Promedio | 16.8 | 116.2 | 261.2 | 24.7 | 24.8 |
| | | 1-10 cm | 16 ± 42.1 a | 95.8 ± 240.7 a | 367.4 ± 842.7 a | 26.6 ± 30.8 a | 28 ± 35.04 cde |
| | Lluvia 2006 | 10-30 cm | 17.6 ± 32.6 a | 136.6 ± 488.5 a | 155 ± 241.9 ab | 22.8 ± 26.7 ab | 21.6 ± 31.29 def |
| | | Promedio | 1.2 | 113.2 | 149.8 | 7 | 36.75 |
| Lluvia2008 | 1-10 cm | 0.9 ± 4.5 c | 147.6 ± 607.1 a | 228.4 ± 1029 bc | 7.6 ± 11.7 d | 45.78 ± 54.92 ab | |
| | 10-30 cm | 1.6 ± 8.1 c | 78.9 ± 184.5 a | 71.1 ± 245.9 cd | 6.4 ± 18.2 d | 27.73 ± 30.96 cd | |
| Secas 2008 | Promedio | 0 | 142.7 | 167 | 8.3 | 25.3 | |
| | 1-10 cm | 0 ± 0 | 169.6 ± 569.7 a | 241.6 ± 647.7 bc | 9 ± 16.5 d | 32 ± 35.09 bc | |
| Lluvia2008 | 10-30 cm | 0 ± 0 | 115.8 ± 252.4 a | 92.4 ± 417.0 d | 7.6 ± 16.1 d | 18.6 ± 25.26 ef | |
| | Promedio | 1.7 | 117.4 | 215.8 | 10.9 | 19.9 | |
| Secas 2008 | 1-10 cm | 1.4 ± 7.7 c | 152.2 ± 354.6 a | 256.2 ± 680 cd | 13.6 ± 17.5 bc | 25.6 ± 38.91 cde | |
| | 10-30 cm | 2 ± 5.9 bc | 82.6 ± 195.8 a | 175.4 ± 569 d | 8.2 ± 12.7 d | 14.2 ± 29.36 fg | |

5

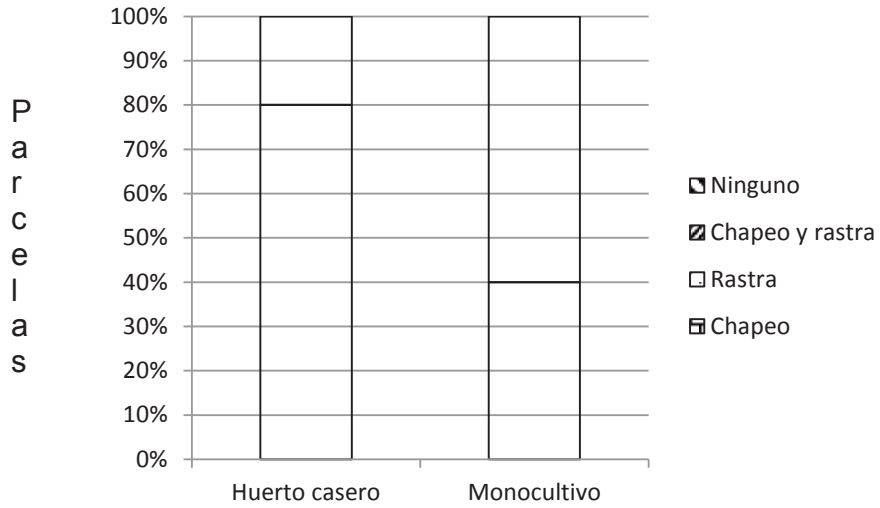
6

1 Figura 1. Porcentaje de parcelas en las que se aplican los diferentes
2 métodos mecánicos de preparación de terreno en los dos sistemas. . Datos tomados en
3 5 parcelas bajo el sistema huerto casero y 5 monocultivos de cedro.

4 Figura 2. Análisis de Correlación Canónica de las poblaciones de
5 macroinvertebrados y las características del manejo del suelo a) en el sistema huerto
6 casero y b) en los monocultivos. Coleop = Coleópteros; Him = Himenópteros; Iso =
7 Isópteros; Miri = Miriápodos; Olig = Oligoquetos; Otros = otros;Chap= chapeo; Herb=
8 aplicación de herbicida; Rast= paso de rastra; Rieg=riego; Urea= aplicación de urea;
9 T17= aplicación de fertilizante triple 17; 1846= aplicación de fertilizante 1846

10 Figura 3. Macroinvertebrados del suelo y propiedades fisicoquímicas del
11 suelo en a) Monocultivo de cedro y b) Huerto casero: Him = Himenópteros; Iso =
12 Isópteros; Miri = Miriápodos; Olig = Oligoquetos; Otros = otros macroinvertebrados de
13 poblaciones poco representativas. Arc = % de arcilla; Are = % de arena; CIC=
14 capacidad de intercambio catiónico; Dens = densidad aparente del suelo; Fos= Fósforo
15 disponible; Hum = humedad relativa del suelo; Lim = % de limo; MO = materia
16 orgánica; Nit = % de nitrógeno; pH = potencial hidrógeno

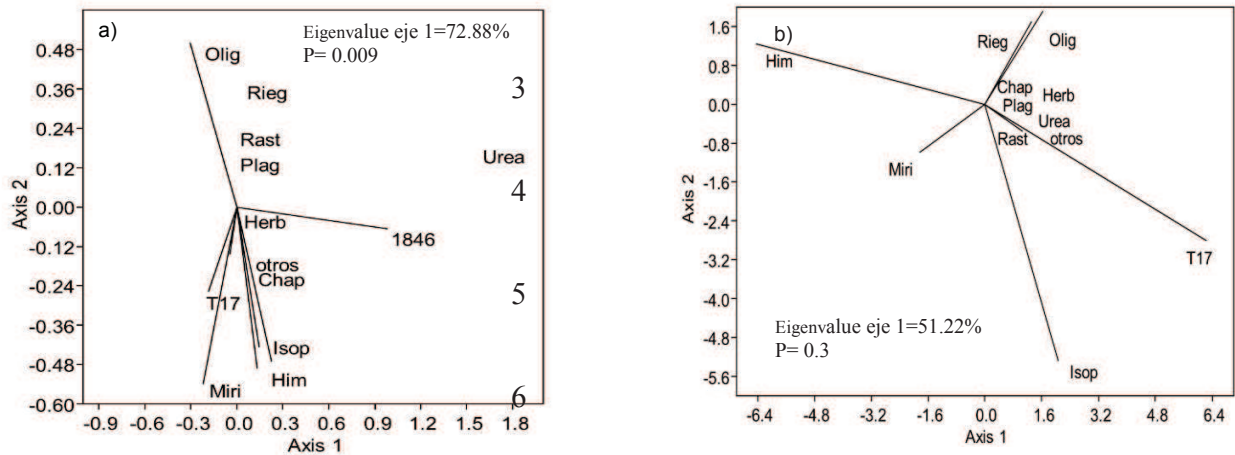
1



2

3 Fig. 1. Porcentaje de parcelas en las que se aplican los diferentes métodos mecánicos
4 de preparación de terreno en los dos sistemas. . Datos tomados en 5 parcelas bajo el
5 sistema huerto casero y 5 monocultivos de cedro.

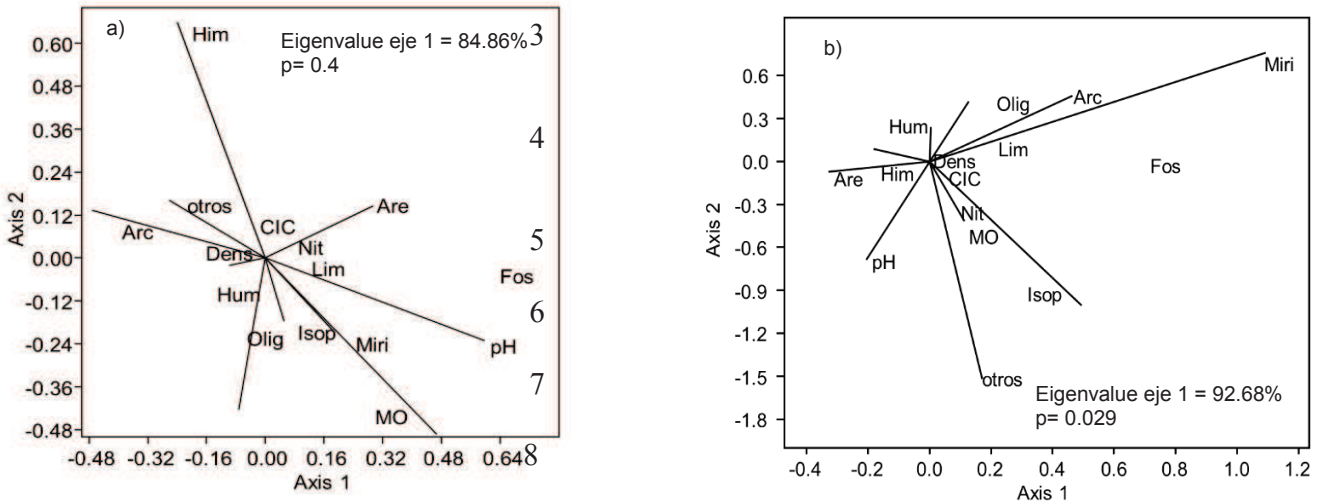
1
2



7 Fig. 2. Análisis de Correlación Canónica de las poblaciones de macroinvertebrados y
8 las características del manejo del suelo a) en el sistema huerto casero y b) en los
9 monocultivos. Coleop = Coleópteros; Him = Himenópteros; Iso = Isópteros; Miri =
10 Miriápodos; Olig = Oligoquetos; Otros = otros; Chap= chapeo; Herb= aplicación de
11 herbicida; Rast= paso de rastra; Rieg=riego; Urea= aplicación de urea; T17= aplicación
12 de fertilizante triple 17; 1846= aplicación de fertilizante 1846

1

2



9 Fig. 3. Macroinvertebrados del suelo y propiedades fisicoquímicas del suelo en a)
10 Monocultivo de cedro y b) Huerto casero: Him = Himenópteros; Iso = Isópteros; Miri =
11 Miriápodos; Olig = Oligoquetos; Otros = otros macroinvertebrados de poblaciones poco
12 representativas. Arc = % de arcilla; Are = % de arena; CIC= capacidad de intercambio
13 catiónico; Dens = densidad aparente del suelo; Fos= Fósforo disponible; Hum =
14 humedad relativa del suelo; Lim = % de limo; MO = materia orgánica; Nit = % de
15 nitrógeno; pH = potencial hidrógeno

CAPITULO 4

DISCUSION GENERAL

La perturbación asociada a la intensificación del manejo agrícola relacionada con la pérdida de diversidad en los cultivos, contaminación, erosión, compactación del suelo entre otros, influye en la macrofauna del suelo (Fragoso *et al.*, 1997; Lavelle *et al.*, 1997; Guillison *et al.*, 2003; Bignell *et al.*, 2005). De igual manera, el manejo agrícola actúa sobre las características físico-químicas del suelo (Juma, 1993), lo que a su vez, en conjunto con la vegetación, también puede relacionarse con cambios en las poblaciones de macroinvertebrados en el suelo (Huerta y van der Wal, 2012). Lo anterior refleja la complejidad de las relaciones en el suelo y que se observaron en los dos agroecosistemas estudiados.

Tanto los huertos caseros, como los monocultivos de cedro están establecidos en suelos de tipo luvisol. De manera general estos suelos tienen buena aptitud agrícola, que junto a la disponibilidad de riego en algunas áreas han conducido a su uso más o menos intensivo (Bautista *et al.*, 2010), que en el caso del área de estudio incluye actividades como el paso de la rastra, el chapeo, el riego y la aplicación de agroquímicos como herbicidas y fertilizantes.

Las perturbaciones causadas por las actividades agrícolas que afectan las características físicas del suelo pueden disminuir su capacidad para descomponer y estabilizar la MO (Six *et al.*, 2004). De manera específica el paso de la rastra ha sido reconocido como una actividad que causa la pérdida de MO en diferentes estudios

realizados en suelos de diversas condiciones climáticas en Estados Unidos y Brasil (Denef *et al.*, 2004), debido a que el movimiento del suelo con la rastra acelera la descomposición de la MO. En el área de estudio el paso de la rastra es una actividad común en los monocultivos, lo que explica los bajos porcentajes de MO (2.89 a 3.78 %) en estos sistemas agrícolas. En otras zonas agrícolas de Campeche, con suelos de características similares a los encontrados en Tikinmul, donde se practica la agricultura mecanizada se observó la disminución del porcentaje de MO hasta en 0.5% (Palacios-Pérez y Ramírez-Jaramillo, 1996) y de 4.8 a 3.7% en cultivos de maíz (Medina-Méndez *et al.*, 2009).

También el paso de la rastra actúa sobre la densidad aparente del suelo, la compactación causada por este instrumento agrícola provoca la compactación del suelo, a mayor compactación menor número de espacios con aire y mayor densidad aparente (Leiva, 1998; Botta *et al.*, 2002). La relación de esta actividad con la densidad aparente del suelo en el área de estudio se evidencia en los valores más elevados que se observan en los monocultivos (1.1 a 1.31 g.cm⁻³) frente a los huertos caseros (1.05 a 1.26 g.cm⁻³). En luvisoles de áreas agrícolas de Campeche se encontraron densidades de entre 0.96 y 1.02 g.cm⁻³ (Medina-Méndez *et al.*, 2006), mientras los valores esperados en suelos arcillosos estructurados van de 1.05 a 1.10 g.cm⁻³ (Porta *et al.*, 1999) y de acuerdo a Landon (1991) en suelos cultivados recientemente se puede encontrar una densidad aparente del suelo de entre 0.9 y 1.2g.cm⁻³. La densidad aparente de los suelos del área de estudio, principalmente de los monocultivos, es superior a la de otros sistemas agrícolas, aunque no llega a niveles de compactación.

Así como algunas de las características del suelo pueden estar relacionadas con las actividades inherentes al manejo agrícola, éstas características también dependen o actúan sobre los habitantes del suelo, como los macroinvertebrados. Se observó una correlación negativa entre el pH del suelo y los Himenópteros en los monocultivos, donde el pH fue menor que en los huertos caseros. De acuerdo a Frouz, Holec & Kalcik, (2003) y Frouz & Jilková (2008) los Himenópteros pueden modificar el pH del suelo cercano a sus nidos, incrementándolo si es ácido y disminuyéndolo si es básico, como se observó en los monocultivos donde los valores de pH fueron más bajos que los de los huertos caseros.

En la zona de estudio también se presentaron relaciones entre la textura del suelo y los macroinvertebrados, se observaron correlaciones positivas entre el porcentaje de arena y los Himenópteros e Isópteros, mientras los mismos macroinvertebrados presentaron relaciones negativas con el limo. A su vez el porcentaje de arcilla se relaciona de manera inversa con los Himenópteros. La similitud en las relaciones entre los Himenópteros y los Isópteros respecto a los contenidos de arena y limo, sugieren que ambos grupos tienen preferencias o funciones parecidas frente a la textura del suelo. En otros trabajos se han observado cambios en las propiedades físicas del suelo propiciados por la presencia de Himenópteros e Isópteros como resultado de la bioturbación del suelo y el acarreo que realizan las termitas de partículas de suelo de los horizontes bajos hacia la superficie (Lavelle *et al.*,1992). Las termitas acarrear partículas de hasta 1000µm (Frouz & Jilková, 2008; Awadzi et al., 2004) y ya que el tamaño de la fracción arena va desde los 0.05mm (SEMARNAT, 2002), es posible que para el presente caso la relación entre Isópteros e Himenópteros también sea atribuible a la bioturbación.

La relación entre los Oligoquetos y el porcentaje de arena fue negativa, pero positiva con la arcilla, es decir, donde se incrementan las poblaciones de estos macroinvertebrados, disminuye el porcentaje de la fracción arena y se incrementan los valores de arcilla, mientras donde existe un incremento en el porcentaje de arena, se reducen las poblaciones de Oligoquetos. Un comportamiento similar ha sido reportado por Huerta & Van der Wal (2012) quienes encontraron una relación positiva entre los Oligoquetos y los contenidos de arcilla de Huertos caseros de Tabasco. De la misma manera Zhang & Schrader (1993) observaron una reducción de la fracción de arena a partículas más pequeñas durante el proceso digestivo de los Oligoquetos en suelos bajo agricultura intensiva en Alemania, lo que conduce a pensar que ocurre un proceso similar en el área de estudio.

Se observó una correlación negativa entre los Isópteros y la densidad aparente del suelo que sugiere que estos macroinvertebrados actúan sobre esta característica del suelo, ya que Elkins *et al* (1986) reportaron densidades aparentes del suelo más altas en lugares donde las termitas habían sido eliminadas. Las termitas pueden estar relacionadas con la densidad aparente del suelo mediante la creación de sistemas de galerías y cavernas que incrementan la porosidad del suelo (Lavelle *et al.*, 1992; Black & Okwakol, 1996).

Respecto a la relación entre la densidad poblacional de los macroinvertebrados del suelo y la intensidad del manejo agrícola que se aplica en el área de estudio, se observó que las poblaciones de macroinvertebrados del suelo respondieron de manera diferente ante las características de manejo de cada uno de los sistemas agrícolas bajo estudio. Los Oligoquetos (23.6 individuos.m⁻²), los Isópteros (389.8 individuos.m⁻²) y los

Miriápodos (26.6 individuos.m⁻²) presentaron poblaciones significativamente más elevadas en los huertos caseros que en los monocultivos, mientras los Himenópteros (169.6 individuos.m⁻²) presentaron densidades poblacionales significativamente más altas en el monocultivo. El resto de grupos muestreados, no presentaron una preferencia por un sistema determinado.

Una diferencia importante en el manejo entre los huertos caseros y los monocultivos, fueron las actividades de preparación del suelo, que en los huertos caseros se realizó mediante el chapeo, mientras en los monocultivos fue común el paso de la rastra. Al respecto Huerta (2002) encontró que la labranza de la tierra produjo la disminución de la población de Oligoquetos en un cultivo de maíz en Veracruz, al igual que Smith y colaboradores (2008) en sistemas agrícolas en Michigan, Estados Unidos; mientras Mele & Carter (1999) observaron una disminución del 50% o más en las poblaciones de lombrices en sistemas con labranza en comparación con sistemas en donde no se realizaba esta práctica en Australia, por su parte, Chan (2001) señala que la intensidad y tipo de labranza son determinantes en la abundancia de Oligoquetos.

Además de la labranza otras prácticas de manejo que mayor influencia ejercen sobre los Oligoquetos son el manejo de la cobertura vegetal y la aplicación de agroquímicos (Ernst & Emmerling, 2009; Eriksen-Hamel *et al.*, 2009; Fonte *et al.*, 2009; Peigne *et al.*, 2009; Simonsen *et al.*, 2010). El glifosato es el agroquímico de uso más común en la zona de estudio, principalmente en los monocultivos. Como efecto de su aplicación, Morowati (2000) observó sobre el 50% de mortandad en lombrices de la especie *Pheretima elongata*; mientras Correira & Moreira (2010) reportaron pérdida de peso y

de fertilidad en individuos de la especie *Eisenia foetida* sometidos a aplicaciones de glifosato tanto en campo como en laboratorio.

Aunque la humedad relativa es una característica física del suelo, resulta afectada en gran parte por actividades del manejo como el riego. En este sentido se observó una relación directa entre el porcentaje de humedad y la densidad poblacional de los Oligoquetos en el monocultivo, en este sistema la humedad relativa del suelo es más baja respecto al huerto casero. Estudios realizados en laboratorio por Berry & Jordan (2001) encontraron que *Lumbricus terrestris* se desarrolla más rápidamente en suelos con un 30% de humedad relativa del suelo frente a un 20-25%. La humedad relativa promedio del suelo en los huertos caseros fue de $21.74 \pm 6.63\%$, lo que indica que los contenidos de humedad dejan de ser el factor limitante para las poblaciones de Oligoquetos.

Mientras los Oligoquetos tienen una relación positiva con la humedad relativa del suelo, otros macroinvertebrados como *S. geminata* y *Dorymyrmex sp.* mostraron preferencia por áreas con baja humedad relativa como los monocultivos, donde *S. geminata* fue la especie dominante. Esta característica de *S. geminata* ha sido reportada anteriormente (Potts *et al.* 1983, Cokendolpher & Francke 1985), al igual que su preferencia por áreas abiertas (Risch & Carroll 1982), que también es una situación que se encuentra en los monocultivos, y que también está relacionada con el manejo, ya que los árboles están sembrados a una distancia de 3 x 4m para permitir el paso de la rastra. Aunque *S. geminata* y *Dorymyrmex sp* presentan poblaciones altas en áreas abiertas en los monocultivos, estas no comparten los mismos espacios, *Dorymyrmex sp* se presenta en áreas con manejo menos intensivo que las parcelas donde *S. geminata* es dominante,

lo cual hace presumir que el éxito de *S. geminata* se basa en su tolerancia al manejo intensivo que incluye el uso de agroquímicos en combinación con su eficiente estrategia de competencia por recursos. A pesar de la tolerancia mostrada por *S. geminata* a los insecticidas, esta especie al igual que las otras hormigas, puede ser afectada por los herbicidas, tanto de manera directa, aunque la toxicidad parece ser baja (Bohan *et al.* 2005, Peterson & Hulting 2004, Römcke & García 2000); y de manera indirecta como consecuencia de la pérdida de vegetación (Guiseppe *et al.* 2006, Guynn *et al.* 2004).

Aunque se ha reportado que la relación entre la intensidad de manejo y la riqueza de especies de Himenópteros es negativa (Philpott & Armbrecht 2006), en el presente trabajo no se observó diferencia significativa entre los dos sistemas con diferente intensidad de manejo; sin embargo la composición de especies de hormigas fue diferente para estos dos agroecosistemas.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Awadzi, T. W; Cobblah, M.A; Breuning-Madsen, H. 2004. The role of termites in soil formation in the tropical semi-deciduous forest zone, Ghana. *Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography*, 104(2), 27-34.

Bautista-Zúñiga, F; Palacio-Aponte, A. G; Mendoza-Vega, J; Kú-Quej, V. M; Pool-Novelo, L; Cantarell-Jiménez, W. 2010. Suelos. En: Villalobos-Zapata, G.J., & Mendoza-Vega, J. (Coord.). (2010). *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México.

Berry, E.C; Jordan, D. 2001. Temperature and soil moisture content effects on the growth of *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta: Lumbricidae) under laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(1), 133-136

Bignell, D.E; Tondoh, J; Dibog, L; Huang, S.P; Moreira, F;Nwanga, D; Pashanasi, B; Pereira, E. G; Susilo, F. X; Swift, M. J. 2005. Below-ground biodiversity assessment-developing a key functional group approach in best-bet alternatives to slash and burn. En: Palm, C.A; Vosti, S.A; Sánchez, P.A; Ericksen, P. J. (Eds). *Slash and burn agricultura: the search for alternatives*. New York: Columbia University Press. Pp 119-142.

Black, H. I. J. & Okwakol, M. J. N. 1996. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of termites. *Applied Soil Ecology*, 6:37-53.

Bohan, D. A., C. W. Boffey, D.R. Brooks, S. J. Clark, A. M. Dewar, L. G. Firbank, A. J. F. Houghton, C. Hawes, M. S. Heard, M. J. May, J. L. Osborne, J. N. Perry, P. Rothery, D. B. Roy, R. J. Scott, G. R. Squire, I. P. Woiwod & G.T. Champion. 2005. Effects of weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 272:463–474.

Botta, G; Jorajuria, D; Draghi, L. 2002. Influence of the axle load, tire size and configuration, on the compactation of a freshly tilled clayey soil. *Journal of terramechanics*, 39:47-54.

Chan, K. Y. 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity implications for functioning in soils. *Soil Tillage and Research*, 57, 179-191.

Cokendolpher, J. C; Francke, O. F. 1985. Temperature preferences of four species of fire ants (Hymenoptera: Formicidae: Solenopsis). *Psyche*, 92:91-102.

Correia, F. V. & Moreira, J. C. 2010. Effects of Glyphosate and 2,4-D on Earthworms (*Eisenia foetida*) in Laboratory test. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85:264-268

Denef, K; Six, J; Merckx, R; Paustian, Keith. 2004. Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 1935-1944.

Elkins, N. Z., Sabol, G. V., Ward, T.J; Whitford, W. G. 1986. The influence of subterranean termites on the hydrological characteristics of a Chihuahua desert ecosystem. *Oecologia*, 68, 521-528.

Eriksen-Hamel, N. S., Speratti, A. B., Whalen, J. K., Legere, A; Madramootoo, C. A. 2009. Earthworm populations and growth rates related to long-term crop residue and tillage management. *Soil & Tillage Research*, 104, 311-316.

Ernst, G; Emmerling, C. 2009. Impact of five different tillage systems on soil organic carbon content and the density, biomass and community composition of earthworms after 10 year period. *European Journal of Soil Biology*, 45, 247-251.

Fonte, S. J; Winsome, T; Six, J. 2009. Earthworm populations in relation to soil organic matter dynamics and management in California tomato cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 41: 206-214

Fragoso, C., Brown, G., Patrón, J., Blanchart, E., Lavelle, P., Pashanasi, B., Senapati, B; Kumar, T. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Applied Soil Ecology*, 6:17–35.

Frouz, J., Holec, M; Kalcik, J. 2003. The effect of *Losius niger* (Hymenoptera, Formicinae) ants nests on selected soil chemical properties. *Pedobiología*, 47:205-212.

Frouz, J. Jilkova, V. 2008. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 11:191-199.

Guillison, A; Jones, G; Susilo, F; Bignell, D. 2003. Vegetation indicates diversity of soil macroinvertebrates: a case study with termites along a land-use intensification gradient in lowland Sumatra. *Organism Diversity and Evolution*, 3:111-126.

Guissepe, K. F., F. A. Drummond, C. Stubbs; Woods, S. 2006. The use of Glyphosate herbicides in managed forest ecosystems and their effects on non-target organisms with particular reference to ants as bioindicators. Maine agricultural and forest experiment station the University of Maine, Technical Bulletin. 192pp.

Guynn, D. C., S. T. Guynn, T. B. Wigley & D. A. Miller. 2004. Herbicides and forest diversity—what do we know and where do we go from here? *Wildlife Society Bulletin*, 32(4):1085-1092

Huerta, E; Van der Wal, H. 2012. Soil macroinvertebrates, abundance and diversity in home gardens in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology*, 50:68-75.

Juma, N. G. 1993. Interrelationship between soil structure/texture, soil biota/soil organic matter and crop production. *Geoderma*, 57:3-30

Landon, J. R. 1991. *Booker Tropical Soil Manual: A Handbook for Soil Survey and Agricultural Land Evaluation in the Tropics and Subtropics*. Routledge, New York, USA.

Lavelle, P., Blanchart, E., Martin, A., Spain, A.V; Martin, S. 1992. Impact of soil fauna on properties of soils humid tropics In: Myths and science of soils of the tropics (eds. Lal, R. & Sanchez, P.). Soil Science Society of America Special Publication No. 20, Madison, Wisconsin.

Lavelle, P., Bignell, D; Lepage, M. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology*, 33:159–193

Leiva, F. R. 1998. Sostenibilidad de sistemas agrícolas. *Agronomía Colombiana*, 15 (2): 181-193.

Medina-Méndez, J., Volke-Haller, V. H., González-Ríos, J., Galvis-Spínola, A., Santiago-Cruz, M. J; Cortés-Flores, J. I. 2006. Cambios en las propiedades físicas del suelo a través del tiempo en los sistemas de maíz bajo temporal y mango bajo riego en luvisoles del estado de Campeche. *Universidad y Ciencia: Trópico Húmedo*, 22 (2), 175-189.

Medina-Méndez, J; Volke-Haller, V. H; Galvis-Spínola, A; González-Ríos, J. M; Santiago-Cruz, M. J; Cortés-Flores, J. A. 2009. Propiedades químicas de un luvisol después de la conversión del bosque a la agricultura en Campeche, México *Agronomía Mesoamericana*, 20(2): 217-235.

Mele, P. M; Carter, M.R. 1999. Impact of crop management factor in conservation tillage farming on earthworm density, age structure and species abundance in south-eastern Australia. *Soil and Tillage Research*, 50:1-10.

Morowati, M. 2000. Histochemical and histopathological study of the intestine of the earthworm (*Pheretima elongate*) exposed to a field dose of the herbicide glyphosate. *Environmentalist*, 20, 105-111

Palacios-Pérez, A; Ramírez-Jaramillo, G. 1996. Los suelos de Campeche. Características y su importancia agropecuaria. En: Memorias del primer simposio estatal sobre investigación científica y desarrollo tecnológico. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, Camp. México. Pp 50-62.

Peigne, J., Cannavaciolo, M., Gautronneau, Y., Aveline, A., Giteau, J. L; Cluzeau, D. 2009. Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. *Soil Tillage and Research*, 104: 207-214.

Peterson, R.K.D; Hulting, A.G. 2004. A comparative ecological risk assessment for herbicides used on spring wheat: the effect of glyphosate when used within a glyphosate-tolerant wheat system. *Weed Science*, 52:834-844.

Philpott, S. M. & I. Armbrecht. 2006. Biodiversity in tropical agroforest and the ecological role of ants and diversity in predatory function. *Ecological Entomology*, 31:369-377.

Porta, J., López-Acevedo, M; Roquero, C. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 2 Edición.

Potts, L. R; Cokendolpher, J. C; Francke, O. F. 1983. Humidity preferences of four species of fire ants (Hymenoptera: Formicinae:Solenopsis). *Insectes Sociaux*, 31:335-339.

Risch, S.J; Carroll, C.R. 1982. The ecological role of ants in two Mexican agroecosystems. *Oecologia*, 55:114-119.

Römbke, J; García, M. 2000. Assessment of Ecotoxicological effects of pesticides on the soil fauna and soil processes under tropical conditions. German-Brazilian Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research. Hamburg, Germany. 7pp.

SEMARNAT, 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial (Segunda Sección) Martes 31 de diciembre de 2002

Simonsen, J., Posner, J., Rosemeyer, M; Baldock, J. 2010. Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 44, 147-155.

Six, J; Bossuyt, H; Degryze, S; Denef, K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, 79:7–31.

Smith, R. G; McSwiney, C. P; Grandy, A. S; Suwanwaree, P; Snider, R; Robertson, G.P. 2008. Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. *Soil and Tillage Research*, 100:83-88.

Zhang, H; Schrader, S. 1993. Earthworm effects on selected physical and chemical properties of soil aggregates. *Biology and Fertility of Soils*, 15:229-234

CAPITULO 5

CONCLUSIONES GENERALES

La característica del manejo que de manera más relevante afecta a los sistemas agrícolas de Tikinmul es el paso de la rastra, ya que existe una relación inversa entre esta actividad y el porcentaje de materia orgánica y una relación directa entre la labranza y la densidad aparente del suelo.

Se observaron relaciones entre los macroinvertebrados del suelo, principalmente los Himenópteros, Isópteros y Oligoquetos con algunas de las características físico-químicas de este ecosistema como son el pH, la textura, la densidad aparente y la humedad relativa del suelo. Sin embargo la evidencia no es contundente para señalar la dirección en la que se ejerce la relación, es decir si son las características físico-químicas del suelo las que influyen las poblaciones de macroinvertebrados, o si es la macrofauna la que tiene la capacidad de influenciar las características del suelo.

Respecto a la relación entre la densidad de manejo y las densidades poblacionales de los macroinvertebrados, cada grupo es afectado de diferente manera, los Oligoquetos, Isópteros, Quilópodos y Diplópodos tuvieron mayores tamaños poblacionales en los huertos caseros donde el manejo del suelo es menos intensivo, mientras grupos como los Himenópteros y Coleópteros presentaron poblaciones más numerosas en los monocultivos.

No se encontró relación de la intensidad de manejo agrícola con la riqueza de especies de hormigas. Por lo tanto se rechaza la hipótesis que indica que la intensificación en el

manejo agrícola disminuye la diversidad de hormigas presentes en el suelo. No obstante es importante tomar en cuenta que aunque la riqueza de especie es similar para ambos sistemas, las especies presentes en cada uno de ellos difieren y al parecer su presencia está determinada principalmente por las condiciones microclimáticas de cada agroecosistema.

ANEXOS

