
EVALUACIÓN DE LA MACROFAUNA EDÁFICA COMO BIOINDICADOR DEL IMPACTO DEL USO Y CALIDAD DEL SUELO EN EL OCCIDENTE DE CUBA

Grisel de la Caridad Cabrera Dávila



Tesis doctoral
Enero 2019



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante



IES Instituto de Ecología y Sistemática

**EVALUACIÓN DE LA MACROFAUNA EDÁFICA
COMO BIOINDICADOR DEL IMPACTO
DEL USO Y CALIDAD DEL SUELO
EN EL OCCIDENTE DE CUBA**

Grisel de la Caridad Cabrera Dávila

**Tesis presentada para aspirar al grado de
DOCTORA POR LA UNIVERSIDAD DE ALICANTE**

Doctorado en Conservación y Restauración de Ecosistemas

Dirigida por:

**Dr. Jorge A. Sánchez Rendón (IES, Cuba)
Dr. Germán M. López Iborra (UA, España)**

“La mayoría de las ideas fundamentales de la ciencia son esencialmente sencillas, y por regla general, pueden ser expresadas en un lenguaje comprensible para todos.”

De Albert Einstein

“Es de importancia para quién desea alcanzar una certeza en su investigación, el saber dudar a tiempo.”

De Aristóteles

“Los grandes designios son siempre cruzados por diversos encuentros y dificultades. La carne y la sangre nos dirán que hay que abandonar la misión, guardémonos de escucharla. Dios cambia las cosas que ha resuelto, aunque se produzcan cosas que nos parezcan contrarias.”

*De Vicente de Paúl
Tomado de “El Retorno de los Brujos”
de Louis Pauwels y Jacques Bergier.*

A mi madre y mi padre[†]

*A mi hermana, mi hermano,
mi cuñado y mi sobrino Yasmani*

*A ellos por su gran amor, apoyo
y sostén durante toda mi vida,
mis años de carrera y en mis
momentos difíciles de salud, seguros
todos de salir y seguir adelante*

*A mi amiga y colega Sachy[†],
por su linda e inolvidable amistad,
por sus certeros consejos espirituales
y profesionales, por su confianza
y seguridad en mí y en este logro*

*A mi pareja Bernar, por su terapia
sanadora, por su aliento, por enseñarme
con paciencia y amor el poder de la
Atracción, del Ahora, del Ho'oponopono
y la fuerza inspiradora de dos de sus frases:*

GRACIAS, LOS AMO

ÍNDICE

Resumen

Capítulo 1. Introducción General	1
1.1. Clasificación taxonómica y funcional de la macrofauna edáfica.....	1
1.2. Efecto del cambio y la intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica.....	2
1.2.1. Efecto sobre la riqueza, diversidad y abundancia.....	2
1.2.2. Efecto sobre la composición funcional.....	4
1.3. La calidad del suelo y sus indicadores. La macrofauna como indicador biológico.....	6
1.4. Estudio de la macrofauna edáfica en Cuba.....	11
1.5. Hipótesis y Objetivos de investigación doctoral.....	13
1.6. Novedad científica e Importancia de la tesis.....	14
1.7. Esquema de tesis.....	14
1.8. Referencias bibliográficas.....	16
Capítulo 2. Caracterización de los sistemas de estudio y Metodología general	28
2.1. Sistemas de uso de la tierra.....	28
2.2. Muestreo y Procesamiento de la macrofauna edáfica.....	33
2.3. Referencias bibliográficas.....	35
Capítulo 3. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba	39
3.1. Introducción.....	40
3.2. Materiales y Métodos.....	40
3.3. Resultados.....	42
3.4. Discusión.....	46
3.5. Conclusiones.....	49
3.6. Referencias bibliográficas.....	49
Capítulo 4. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba	52
4.1. Introducción.....	53
4.2. Materiales y Métodos.....	54
4.3. Resultados.....	55
4.4. Discusión.....	58
4.5. Conclusiones.....	61
4.6. Referencias bibliográficas.....	61
Capítulo 5. Caracterización ecológica de la macrofauna edáfica en dos sitios de bosque siempreverde en El Salón, Sierra del Rosario, Cuba	64
5.1. Introducción.....	65
5.2. Materiales y Métodos.....	66
5.3. Resultados.....	69
5.4. Discusión.....	71
5.5. Conclusiones.....	76
5.6. Referencias bibliográficas.....	77
Capítulo 6. Evaluación de la macrofauna como indicador del estado de salud en siete sistemas de uso de la tierra, en Cuba	79
6.1. Introducción.....	80
6.2. Materiales y Métodos.....	81
6.3. Resultados.....	83
6.4. Discusión.....	84
6.5. Conclusiones.....	87
6.6. Referencias bibliográficas.....	88

Capítulo 7. Discusión General	91
7.1. Efecto del cambio y la intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica.....	91
7.1.1. Efecto sobre la composición taxonómica, riqueza, diversidad y abundancia.....	91
7.1.2. Efecto sobre la composición funcional.....	97
7.2. La macrofauna como indicador biológico del impacto del uso y calidad del suelo.....	100
7.3. Referencias bibliográficas.....	105
Capítulo 8. Conclusiones	115
Anexos	116
Anexo 1. Composición taxonómica y funcional de las comunidades de la macrofauna edáfica en los siete sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba.....	116
Anexo 2. Coeficiente Comunitario (Índice de similitud cualitativa) entre las comunidades de la macrofauna edáfica de los siete sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba.....	123
Anexo 3. Agrupamiento de los sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba, en función de la riqueza de familias (A) y la abundancia (B) de la macrofauna edáfica.....	123
Anexo 4. Táxones indicadores, Funciones, Valores IndVal e IBQS en los diferentes sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba.....	124

Resumen



Escarabajo larva

Coleoptera: Scarabaeidae



Hormiga

Formicidae:

Paratrechina fulva



Cucaracha

Blaberidae:

Pycnoscelus surinamensis



Tijereta

Dermaptera:

Forficulidae



Termitas

Termitidae:

Nasutitermes rippertii

Fotografía: A. Gamboa Valerino

RESUMEN

En el presente estudio se caracterizó la macrofauna edáfica mediante su riqueza taxonómica, diversidad, abundancia y composición funcional en siete sistemas de uso de la tierra del occidente de Cuba (bosques primarios siempreverdes, bosques secundarios semidecíduos, sistemas silvopastoriles, pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos), para evaluar el estado de conservación/perturbación de estos sistemas sobre la macrofauna, y proponer indicadores útiles para el monitoreo del impacto del uso y calidad del suelo. Los sistemas se localizaron entre las provincias Artemisa, Mayabeque y La Habana, y se estudiaron principalmente bajo suelo Ferralítico Rojo en el período lluvioso de los años 2009 y 2013. La macrofauna edáfica se recolectó siguiendo la metodología estándar del Programa de Biología y Fertilidad del Suelo Tropical, con la extracción de seis a ocho monolitos de suelo de 25 x 25 x 30 cm por réplica de sistema de uso, bajo un diseño estratificado y sistemático. La identificación taxonómica y la caracterización ecológica se realizaron fundamentalmente hasta nivel de familia. Se determinaron la riqueza de familias, densidad, biomasa, diversidad y composición funcional de la macrofauna edáfica; así como otros análisis complementarios, entre ellos el índice de similitud cualitativa o coeficiente comunitario, las familias indicadoras (método IndVal) y el índice biótico de calidad del suelo (IBQS). Se aplicaron pruebas no paramétricas con permutaciones para comprobar las posibles diferencias de la macrofauna entre los sistemas de uso de suelo. Se obtuvieron los mayores valores de riqueza taxonómica y abundancia de la macrofauna edáfica en los bosques primarios (35 unidades taxonómicas y 359 individuos), los bosques secundarios (46 y 523,6) y los sistemas agroforestales (43 y 978) y los menores en los pastizales (28 y 216,3), los cañaverales (22 y 133), los cultivos varios (22 y 176,3) y los agroecosistemas urbanos (21 y 106,5). Tales resultados denotaron el fuerte impacto que sobre las comunidades edáficas ejercen el tipo y la estructura de la vegetación, así como la intensidad del manejo en el suelo. Los sistemas que manifestaron una notable reducción en riqueza y abundancia de la macrofauna, fueron los que en coincidencia tuvieron una mayor degradación del suelo (bajos valores de humedad, contenido de materia orgánica y nutrientes como el calcio, y mayor compactación). La familia dominante en la mayoría de los sistemas de uso de la tierra fue Formicidae (hormigas), aunque en los bosques, los sistemas agroforestales y pastizales prevaleció con similar abundancia junto a familias detritívoras y en los sistemas más alterados de cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos su predominio fue más marcado. La estructura funcional evidenció una pronunciada dominancia de detritívoros e ingenieros del suelo en los bosques y los sistemas agroforestales, con respecto a los cañaverales y los cultivos varios, donde el grupo dominante fue el de omnívoros, los que también revelaron una alta abundancia en los pastizales junto a los herbívoros, y en los agroecosistemas urbanos. Asimismo, se observó una brusca disminución en la abundancia de las lombrices de tierra como organismos detritívoros y una mayor resistencia y prevalencia de las hormigas, fundamentalmente de especies invasoras, oportunistas y de hábito omnívoro a medida que aumentó el nivel de perturbación en los sistemas estudiados. Los resultados alcanzados permitieron proponer por primera vez en Cuba relaciones entre las abundancias de grupos Detritívoros/No Detritívoros y Lombrices/Hormigas, como indicadores prácticos y útiles en el monitoreo del impacto del uso y calidad del suelo. Las relaciones biológicas mostraron la superioridad de individuos detritívoros y lombrices de tierra con valores cercanos o mayores que 1, sobre todo en los bosques, y valores próximos a cero en los sistemas de uso con un mayor nivel de disturbio. El análisis del IBQS y de estas relaciones, confirmaron una mayor conservación y calidad del medio edáfico en los bosques y sistemas agroforestales y una mayor degradación del hábitat en los pastizales, los cañaverales, los cultivos varios y los agroecosistemas urbanos. Los resultados obtenidos también contribuyeron a acotar la utilización del indicador Detritívoros/No Detritívoros, para diagnosticar el impacto del cambio e intensidad del uso de la tierra y la calidad del medio edáfico, y el indicador Lombrices/Hormigas para evaluar la intensidad del manejo en el suelo y con ello la funcionalidad y sostenibilidad de este recurso.

Introducción General



Glossoscolecidae:
Onychochaeta elegans



Subulinidae:
Subulina octona



Isopoda: Trachelipidae



Opiliones: Cosmetidae



Polydesmida:
Paradoxosomatidae

Fotografía: A. Gamboa Valerino

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Clasificación taxonómica y funcional de la macrofauna edáfica

La fauna del suelo o edáfica comprende aquellos organismos que pasan toda o una parte de su vida en el interior del suelo, sobre la superficie inmediata de este, en la hojarasca superficial, en los troncos caídos en descomposición y en otros ambientes anexos llamados suelos suspendidos. Dentro de la fauna del suelo, la macrofauna incluye los invertebrados más conspicuos, con una longitud igual o mayor de 10 mm y un diámetro mayor de 2 mm, por lo que son fácilmente visibles en la superficie e interior del suelo. Entre sus miembros se encuentran las lombrices de tierra (Oligochaeta: Haplotaxida), los caracoles (Mollusca: Gastropoda), las cochinillas (Isopoda), los milpiés (Diplopoda), los ciempiés (Chilopoda), las arañas (Araneae) y diversos insectos, tales como: las termitas (Isoptera), las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), las cucarachas (Dictyoptera: Blattaria), los escarabajos (Coleoptera), las larvas de moscas (Diptera) y de mariposas (Lepidoptera), las chinches y salta hojas (Hemiptera) y los grillos (Orthoptera). De estos organismos, los escarabajos suelen ser los más diversos, aunque en abundancia predominan generalmente las termitas y las hormigas, y en biomasa las lombrices de tierra (Lavelle *et al.*, 1994; Brown *et al.*, 2001).

La edafofauna, como fracción fundamental de la biodiversidad terrestre, provee múltiples servicios ambientales en provecho del bienestar y la salud humana. De modo general, estos servicios ecosistémicos se resumen en: la descomposición de la materia orgánica, el suministro de nutrientes para las plantas, el mantenimiento de la estructura del suelo, el movimiento y la retención del agua en el perfil edáfico, el control biológico de plagas y enfermedades, el secuestro y la liberación del carbono, y la regulación de la composición de gases atmosféricos e incluso del cambio climático (Lavelle *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2015; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Frouz, 2018).

Para la macrofauna existe una categorización funcional muy puntual, que distingue algunos de sus integrantes como ingenieros del suelo o del ecosistema (e.g. lombrices de tierra, termitas, hormigas); los cuales tienen importancia en las transformaciones de la materia orgánica y de las propiedades físicas del suelo, al establecer canales y poros que favorecen la aireación, el drenaje, la estabilidad de agregados y la capacidad de retención de agua. Además, generan estructuras biogénicas que son reservorios de nutrientes (e.g. heces fecales de lombrices de tierra y nidos de termitas y hormigas), controlan la disponibilidad de recursos para otros organismos y activan la microflora edáfica a través de interacciones mutualistas (Jones *et al.*, 1994).

Otras clasificaciones funcionales, entre ellas dos de las más útiles, dividen a la macrofauna teniendo en cuenta su impacto ecológico en el suelo y su hábito alimentario (Lavelle, 1997; Swift *et al.*, 2012). La primera separa a esta fauna en organismos epígeos, anécicos y endógeos, los cuales desempeñan un papel diferente en el funcionamiento del ecosistema edáfico y reflejan estrategias adaptativas ante variadas limitaciones del ambiente. La macrofauna epígea vive y se alimenta en la superficie del suelo e incluso puede ocupar los primeros centímetros de este, siendo la más susceptible a los cambios edafoclimáticos; su función primordial es fragmentar la hojarasca y promover su descomposición. Los individuos anécicos se alimentan de la hojarasca de la superficie, que trasladan a sus galerías en el interior del suelo. De este modo, modifican la estructura del suelo al establecer redes semipermanentes de túneles, lo que promueve la oxigenación y la infiltración de agua. También con la translocación de la hojarasca a estratos más profundos, logran cambiar la dinámica de descomposición de la materia orgánica e influir en el ciclo del carbono y otros nutrientes. La fauna endógea vive dentro del suelo y se alimenta de la materia orgánica

contenida en éste (geófaga) o de raíces vivas o muertas (rizófaga). Las especies que integran esta categoría regulan la estructura del suelo con su actividad mecánica y la formación de macroagregados formados por sus deyecciones (Lavelle, 1997).

La segunda clasificación también refleja la contribución de la macrofauna al funcionamiento multitrófico del ecosistema (flujos de energía y mejoramiento de la calidad del suelo). A partir de su hábito trófico, se pueden reconocer los grupos funcionales de detritívoros, herbívoros, depredadores y omnívoros. El grupo funcional de los detritívoros, abarca gran parte de los invertebrados que habitan en el interior del suelo (endógeos) y en su superficie (epígeos). Estos últimos, son los principales encargados de triturar los restos vegetales y animales que forman la hojarasca, lo cual reduce el tamaño de las partículas de detrito e incrementa la superficie expuesta a la actividad descomponedora de bacterias y hongos. Sin la acción de los organismos detritívoros (e.g. lombrices de tierra, caracoles, cochinillas, milpiés, termitas), se hacen más lentos los procesos de descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes en el suelo. Por su parte, los herbívoros (e.g. chinches, salta hojas, orugas, larvas de escarabajos, grillos) se alimentan de las partes vivas de las plantas (raíces y/o partes aéreas), lo que influye sobre la cantidad de material vegetal que ingresa al suelo. Los depredadores (e.g. ciempiés, arañas, escorpiones, escarabajos adultos) consumen invertebrados y pequeños vertebrados vivos, de forma que modifican el equilibrio de sus poblaciones, el balance entre estas y los recursos disponibles en el ecosistema. Un papel parecido en la regulación de los recursos juega por último el grupo de los omnívoros (e.g. cucarachas, hormigas), al emplear todo tipo de material vivo o muerto de origen vegetal o animal en su alimentación (Zerbino *et al.*, 2008; Swift *et al.*, 2012).

El estudio de la composición y la actividad funcional de la macrofauna del suelo, es importante, para entender sus efectos potenciales en el medio edáfico y en la productividad vegetal. Estas comunidades van a estar determinadas por la intensidad del cambio inducido respecto al ecosistema natural y por la habilidad de los organismos para adaptarse a esos cambios (Zerbino *et al.*, 2008).

1.2. Efecto del cambio y la intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica

El cambio del uso de la tierra y el grado de perturbación o intensidad en el manejo del suelo, provocan un impacto directo sobre la estructura de la vegetación y las propiedades físico-químicas del suelo, e indirecto sobre la composición taxonómica y funcional, la abundancia, riqueza y diversidad de la fauna edáfica (Lavelle y Spain, 2001; Rousseau *et al.*, 2013; Marichal *et al.*, 2014; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018). Otros factores además de los relacionados a la vegetación y al manejo antrópico (e.g. rotación de cultivos, preparación mecanizada del suelo y aplicación de agroquímicos), que inciden sobre las comunidades edáficas, resultan ser los de origen edáfico condicionados por la pérdida de la cobertura vegetal (e.g. tipo de suelo, contenido de nutrientes y materia orgánica, pH, textura, estructura, temperatura y humedad), y los de origen climático (e.g. precipitaciones, viento, temperatura y humedad relativa del aire) (Machado *et al.*, 2015).

1.2.1. Efecto sobre la riqueza, diversidad y abundancia

Cualquier intervención antrópica o natural genera un efecto positivo o negativo en la dinámica de la fauna del suelo, especialmente en la macrofauna. Esto debido a que son los organismos edáficos de mayor talla, con distintas estrategias de movilidad y alimentación, más expuestos en la superficie e interior del suelo, y por tanto más susceptibles a los cambios ambientales (Kamau *et al.*, 2017).

En los bosques, ya sean de constitución primaria o secundaria, las comunidades de los macroinvertebrados edáficos suelen alcanzar altos valores de riqueza taxonómica,

diversidad y abundancia en comparación con otros sistemas menos conservados (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007; Araújo *et al.*, 2010; De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Pereira *et al.*, 2017; Amazonas *et al.*, 2018). Los bosques reflejan estabilidad ambiental debido a su alta diversidad vegetal, baja oscilación microclimática, alto contenido de nutrientes en el suelo, calidad de la hojarasca, y mejor retención de agua (Vasconcellos *et al.*, 2013). Para la fauna edáfica, el elemento más importante en este tipo de ecosistemas es la producción de un mosaico de hojarasca por parte de las diferentes especies arbóreas, que constituye una fuente nutritiva y energética, y además de hábitat. El profundo estrato de hojarasca y la cobertura del dosel en los bosques, ofrecen protección contra el viento y la radiación solar, lo que evita cambios bruscos de temperatura y humedad en el suelo y crea por tanto un microclima poco variable y favorable para el desarrollo de comunidades numerosas y diversas de la macrofauna (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007; De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012).

Los sistemas agroforestales, por su lado, retienen una parte sustancial de las especies de la vegetación original dentro del paisaje manejado por la actividad humana. Este sistema de uso de la tierra aplica simultáneamente varios principios agroecológicos, como la conversión de energía solar en biomasa a través de una vegetación estratificada, la fijación de nitrógeno atmosférico al suelo, la rehabilitación de suelos degradados, el reciclaje de nutrientes y la conservación de la biodiversidad (López-Vigoa *et al.*, 2017). Este sistema de uso se caracteriza, por lo general, por una intensa actividad biológica del suelo que se vincula con la presencia de los árboles, los cuales proporcionan un incremento en la deposición de hojarasca, una cobertura edáfica permanente, una mejor estructura del suelo, la adición de una importante cantidad de materia orgánica, y una mayor protección y disponibilidad de agua gracias a su profundo y perenne sistema radical (Lavelle *et al.*, 2003; Durán y Suárez, 2013; López-Vigoa *et al.*, 2017). Puede suceder incluso que en estos sistemas y también en los bosques secundarios, la abundancia y diversidad de la macrofauna sea superior con respecto a bosques naturales. Según De la Rosa y Negrete-Yankelevich (2012), etapas intermedias de perturbación o de la sucesión vegetal facilitan la coexistencia de táxones característicos de la vegetación original y de otros oportunistas e invasores, tolerantes a tales condiciones.

Sin embargo, en los pastizales, ocurre una evidente simplificación de la estructura vegetal con la desaparición del estrato arbóreo, una homogeneización de la hojarasca y alteraciones en la temperatura, insolación y contenido de materia orgánica, todo lo cual provoca una disminución de los nichos resultantes y por ende en las poblaciones de los diferentes grupos de la macrofauna; lo que repercute en cambios significativos en el perfil del suelo en períodos de tiempo sorprendentemente cortos (Barros *et al.*, 2002; Mathieu *et al.*, 2009). Por otra parte, la práctica del pastoreo en los pastizales y también en los sistemas silvopastoriles, los cuales representan sistemas agroforestales pecuarios, puede ser otra causa en la reducción de las comunidades edáficas. La respuesta de los invertebrados está en dependencia de la carga animal y de la intensidad del pastoreo, debido a la substracción de la vegetación y la hojarasca; además que el pisoteo excesivo de los animales implica una reducción en la estabilidad de los agregados órgano-minerales, en la porosidad del suelo, un aumento en su compactación, y por ende una menor infiltración de agua y disponibilidad de oxígeno, que limita la actividad de esta fauna (Bautista *et al.*, 2009).

Peor consecuencia tiene el manejo convencional en los sistemas agrícolas, sobre todo en los cultivos anuales y los monocultivos, que conduce a grandes problemas de degradación del suelo, como la formación de costras y capas compactadas sub-superficiales por contenidos de humedad no adecuados y mayor susceptibilidad a la erosión por disminución del contenido de materia orgánica (Pauli *et al.*, 2011; Steinwandter *et al.*, 2017). En estos sistemas el volteo del suelo durante la labranza, el laboreo continuo y el uso indiscriminado de agroquímicos induce a alteraciones en la estructura, pH del suelo y a la destrucción

mecánica de los sitios de refugio de la macrofauna, lo que impide su establecimiento, con una caída drástica en la diversidad y abundancia de estas comunidades (Ayuke *et al.*, 2009; Noguera-Talavera *et al.*, 2017). No obstante, estas prácticas agrícolas nocivas para el ambiente y la biodiversidad, pueden ser evitadas a través de la aplicación de la agricultura de conservación. Según López-Vigoa *et al.* (2017) este concepto agrícola reproduce las características de un ecosistema natural a través de la perturbación mínima del suelo de manera perpetua, la cobertura permanente de la superficie con materiales orgánicos y la diversificación de especies cultivadas mediante la secuencia y/o el uso de las asociaciones vegetales.

En los diferentes sistemas de uso y manejo, la materia orgánica es, por lo general, el factor edáfico que mayor correlación presenta con la edafofauna (Huerta *et al.*, 2008; Ayuke *et al.*, 2011; Huerta y van der Wal, 2012; Masin *et al.*, 2017). Un suelo con apropiados tenores de materia orgánica favorece la formación de una estructura estable de agregados, una mayor porosidad, menor compactación, mayor capacidad de retención de agua, mejor penetración y exploración de las raíces y disponibilidad de nutrientes debido a su capacidad de intercambio de cationes, todo lo cual facilita la alimentación, reproducción, establecimiento y distribución de los macroinvertebrados edáficos en los ecosistemas (Gonçalves *et al.*, 2015). Así, el contenido de materia orgánica influye sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, que determinan su calidad, sustentabilidad y capacidad productiva (Martínez *et al.*, 2008; Hernández *et al.*, 2018).

Para varias regiones del trópico, donde se han estudiado distintos sistemas de uso de suelo, se ha obtenido una misma tendencia de disminución de la riqueza, diversidad, densidad y biomasa de la macrofauna, conforme los sistemas naturales han pasado a manejados y decrecido la superficie arbórea (Rossi y Blanchart, 2005; Huerta *et al.*, 2008; Ruiz *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013; Lavelle *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018). Por ejemplo, Huerta *et al.* (2008) encuentran valores altos de diversidad (H') y biomasa (gm^{-2}) de la macrofauna total en sistemas naturales ($H'=2,01-2,14$; $9,6-57,8 \text{ gm}^{-2}$), en comparación con la mayoría de los sistemas agrícolas estudiados ($H'=0,47-1,47$; $13,1-32,2 \text{ gm}^{-2}$). Asimismo, en otros trabajos, los ecosistemas de bosques comprenden los mayores valores de densidad ($113,6-1015,5 \text{ ind.m}^{-2}$), seguidos por sistemas agroforestales ($293,3-656,9 \text{ ind.m}^{-2}$), pastizales ($186,1-542,4 \text{ ind.m}^{-2}$) y cultivos ($36,3-268,3 \text{ ind.m}^{-2}$) (Ruiz *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013).

En la literatura, además, se describe un patrón general sobre la composición de la macrofauna en diversos ecosistemas tropicales, según el cual, las comunidades de la macrofauna están dominadas esencialmente por pocos grupos, como lombrices de tierra, hormigas, termitas y algunos artrópodos epigeos y detritívoros. Las lombrices de tierra, las hormigas y las termitas son relevantes en numerosos sistemas de uso de la tierra, aunque las termitas más en bosques, sabanas y zonas áridas, y los artrópodos epigeos en los bosques, por su dependencia de la presencia de hojarasca (Lavelle *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 2001). Este patrón se confirma en trabajos posteriores, ya que varios autores como Menezes *et al.* (2009), Baretta *et al.* (2010), Vasconcellos *et al.* (2013), Machado *et al.* (2015), Pereira *et al.* (2017) y Amazonas *et al.* (2018) advierten que las hormigas y las termitas son los organismos edáficos más abundantes en la mayoría de los ecosistemas terrestres, especialmente en los bosques tropicales.

1.2.2. Efecto sobre la composición funcional

La conversión de los bosques naturales en pastizales o cultivos agrícolas, que daña la sucesión forestal natural y lleva los sistemas a los primeros estadios de inmadurez, simplicidad e inestabilidad, afecta también los servicios ecosistémicos y procesos del suelo en los que interviene la biodiversidad edáfica; relacionados esencialmente con la evolución

de la materia orgánica, la agregación y porosidad del suelo, y la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas (Bautista *et al.*, 2009; Ayuke, 2010; Silva *et al.*, 2018). El tipo de vegetación y la actividad de labranza sobre el suelo determinan la proporción de los grupos funcionales de la macrofauna edáfica y la composición de sus comunidades, a través de tres mecanismos: el grado de disturbio mecánico; la cantidad, calidad y ubicación de los residuos de la vegetación presente; y la variación de la estructura vegetal, junto a la densidad de las poblaciones de malezas. La cobertura o presencia de residuos en superficie, como mecanismo fundamental, protege el suelo contra la erosión producida por la sequía, disminuye la amplitud térmica y la evaporación lo que favorece la conservación de agua en el suelo, y además suministra sustratos de alimentación y refugio para un adecuado comportamiento, desarrollo y supervivencia de toda la trama trófica del suelo, beneficiando en particular a las lombrices de tierra como miembros de los ingenieros del suelo y a los detritívoros (Lietti *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013; Tapia-Coral *et al.*, 2016).

Para los grupos con actividad de acumulación y transformación de la biomasa como son los ingenieros del suelo y los detritívoros, fundamentalmente para las lombrices, los caracoles, los milpiés y las cochinillas, es indispensable la cobertura vegetal diversa, pues trae consigo una hojarasca más heterogénea, un mayor nivel de macronutrientes en el suelo y un incremento de los recursos a ser aprovechados por estos organismos (Brévault *et al.*, 2007; Pinzón *et al.*, 2014). También el tipo de plantas para ellos resulta importante, ya que determina la calidad de los residuos y en consecuencia su palatabilidad (Zerbino *et al.*, 2008). La palatabilidad de la hojarasca está definida por el contenido de nutrientes como el nitrógeno y el calcio y por los tenores de celulosa, lignina, polifenoles, así como por la resistencia de estos residuos debido a su textura y dureza (Salamon *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2014; Noguera-Talavera *et al.*, 2017). Ferreira *et al.* (2014) demuestran que la combinación de un alto contenido de nutrientes, con baja dureza, grosor, relación Carbono/Nitrógeno y lignina en la hojarasca es preferida por los macrodetritívoros, los que realizan una fácil fragmentación y descomposición de la misma bajo estos atributos.

Los herbívoros y depredadores pueden variar en dependencia de la cobertura del estrato herbáceo, de su fitomasa aérea y subterránea, incluyendo a las malezas, todo lo cual crea micro-espacios para la ovoposición, alimentación y hábitat de larvas de escarabajos (Coleoptera: Scarabaeidae, Curculionidae) y de chinches entre los principales herbívoros, y de escarabajos adultos de las familias Staphylinidae y Carabidae y de arañas entre los depredadores (Brévault *et al.*, 2007; Lietti *et al.*, 2008). Los depredadores se han vinculado además a la disponibilidad de sus presas y a suelos con altos valores de fósforo, arcilla y conductividad eléctrica (Zerbino *et al.*, 2008). Los omnívoros, primordialmente las hormigas, tienen una mayor tolerancia a las situaciones cambiantes del ambiente, atribuido a sus hábitos generalistas en la explotación de los recursos (Wodika y Baer, 2015).

Funcionalmente, los macroinvertebrados reflejan una estructura bastante semejante entre los ecosistemas del trópico, basada en la preponderancia de ingenieros del suelo y detritívoros y menores poblaciones de depredadores, herbívoros y omnívoros, debido a la colonización más lenta de estos últimos (Granado y Barrera, 2007; Coimbra *et al.*, 2013; Gómez *et al.*, 2016; Masin *et al.*, 2017). En dependencia del uso y manejo del suelo, los ingenieros (primariamente las lombrices de tierra) y los detritívoros, son invariablemente más dominantes en los ecosistemas diversificados o con prácticas que contribuyen a la conservación del suelo (ingenieros del suelo: 924,9-4736,0 ind.m⁻², detritívoros: 76,8-2032,0 ind.m⁻²), en comparación con otros sistemas más degradados (ingenieros del suelo: 38,0-109,0 ind.m⁻², detritívoros: 11,2-1472,0 ind.m⁻²) (Coimbra *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014; Gómez *et al.*, 2016; Noguera-Talavera *et al.*, 2017). Por el contrario, las comunidades de depredadores y en especial de herbívoros y omnívoros muestran un comportamiento menos constante entre los ecosistemas. Estos grupos funcionales pueden manifestar altas abundancias tanto en los sistemas naturales (depredadores: 50,0-880,0 ind.m⁻², herbívoros:

51,0-120 ind.m⁻², omnívoros: 42,0-101,3 ind.m⁻²) como en los agroecosistemas (depredadores: 50,0-512,0 ind.m⁻², herbívoros: 60,0-905,6 ind.m⁻², omnívoros: 128,0 ind.m⁻²) (Tsukamoto y Sabang, 2005; Brévault *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013). No obstante, el predominio de ellos es más usual en los sistemas agrícolas y pecuarios, lo que se relaciona con el desarrollo de las raíces de los pastos o de determinados cultivos que ofrecen alimento a algunos herbívoros, y con la cantidad de estos y también de detritívoros que sirven de presas a los depredadores. Sobre todo, en sistemas de monocultivos donde aumenta la probabilidad del desarrollo de organismos herbívoros plagas, tanto los depredadores como los omnívoros actúan en el control de los insectos plagas y de las malezas (Barros *et al.*, 2003; Noguera-Talavera *et al.*, 2017).

Según Zerbino *et al.* (2008) y Noguera-Talavera *et al.* (2017) existe una cascada funcional que parte de la complejidad en la composición de los ecosistemas y deriva en el establecimiento de múltiples interacciones entre los grupos funcionales, y por ende en una mayor regulación de las funciones edáficas. Como consecuencia de la herbivoría realizada por los invertebrados, se pueden afectar los individuos detritívoros y depredadores. La cantidad de los detritos que ingresan al sistema, tienen gran importancia en el mantenimiento de la diversidad de los detritívoros, lo que afecta los ciclos de nutrientes y a los productores primarios y a los consumidores (herbívoros y depredadores). La afectación sobre los depredadores puede influir en la producción primaria neta y en la descomposición, lo cual tiene implicaciones a nivel de las comunidades y de los ecosistemas.

Lo planteado hasta el momento corrobora que la macrofauna edáfica responde a la vegetación y al manejo, aunque por otra parte se señala su dependencia del tipo de suelo y el clima. A nivel local, la heterogeneidad del hábitat, las condiciones del edafón y la acumulación y calidad de la hojarasca como fuente de materia orgánica, constituyen los factores más importantes; fundamentalmente para organismos detritívoros residentes en la hojarasca y primeros centímetros del suelo y también más sedentarios (e.g lombrices de tierra, caracoles, cochinillas, milpiés), con relación a otros organismos de mayor movilidad pertenecientes a distintos gremios funcionales (e.g. cucarachas, hormigas y otros insectos voladores) (Tsukamoto y Sabang, 2005; Rousseau *et al.*, 2013; Gerlach *et al.*, 2013). La evaluación de la composición y estructura de los artrópodos edáficos de un ensamble y su clasificación en grupos tróficos brinda información amplia, no sesgada y funcional sobre los efectos del manejo del suelo, para con este conocimiento recomendar prácticas más sustentables (Lietti *et al.*, 2008). En este sentido, Navarrete *et al.* (2011), De la Rosa y Negrete-Yankelevich (2012) y Noguera-Talavera *et al.* (2017) añaden que las diferencias y la sensibilidad de las comunidades de macroinvertebrados frente a la transformación de la vegetación y la materia orgánica, servirán para indicar la calidad del suelo o la habilidad de este de mantener su rendimiento, así como para valorar la eficiencia de la agricultura sostenible.

1.3. La calidad del suelo y sus indicadores. La macrofauna como indicador biológico

La calidad y salud del suelo son conceptos globales y equivalentes, que implican su capacidad continua de funcionamiento dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, para sostener la productividad biológica, mantener o mejorar la calidad del aire y el agua y favorecer la salud de las plantas, los animales y los humanos (Doran y Parkin, 1994; Karlen *et al.* 1997). Por su parte, la concepción de suelo fértil encierra solo el potencial para abastecer de suficientes nutrientes al cultivo, asegurando su crecimiento y desarrollo, y es más usado en el contexto agropecuario y forestal (Astier *et al.*, 2002).

En el pasado, el concepto de calidad fue equiparado con el de productividad agrícola por la poca diferenciación que se hacía entre tierra y suelo. El suelo se define como un componente de la tierra, con una formación vegetal y manejo determinados, y la tierra

(definida desde 1976 en el Esquema de Evaluación de tierras de la FAO), tiene un mayor alcance porque comprende además la vegetación, otros integrantes de la biota, procesos ecológicos e hidrológicos que se desarrollan dentro de un sistema, y el ambiente biofísico y socioeconómico que lo rodea (Bautista-Cruz *et al.*, 2004).

Con respecto a la calidad del suelo se realizan otras afirmaciones, basadas en la posibilidad de este recurso de funcionar adecuadamente con relación a un uso específico y las más actuales reflejan la multifuncionalidad del suelo. En síntesis, el concepto de calidad incluye atributos tales como la fertilidad, la productividad potencial, la sostenibilidad, la calidad medio ambiental y la salud; aunque según Bautista-Cruz *et al.* (2004) esta percepción debe continuar evolucionando.

Los indicadores de la calidad del suelo están relacionados con sus propiedades físicas, químicas y biológicas o con los procesos que ocurren en él, y deben estar dirigidos a monitorear el efecto de las perturbaciones, del cambio e intensidad del uso de la tierra y el curso de la rehabilitación de suelos degradados o contaminados en un intervalo de tiempo dado. Varios autores coinciden en plantear que los indicadores de calidad del suelo deben cumplir los siguientes requisitos: 1. describir los procesos del ecosistema, 2. reflejar la relación entre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, 3. evidenciar características de sostenibilidad, 4. ser sensibles a variaciones de clima y manejo, 5. ser accesibles a muchos usuarios y aplicables a condiciones de campo, 6. ser fáciles de medir y entender, 7. tener bajo costo, 8. responder a los cambios producto de la degradación antropogénica, 9. y cuando sea posible, pertenecer a una base de datos del suelo ya existente (Bautista-Cruz *et al.*, 2004; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013).

Los indicadores basados en las propiedades físicas y químicas han sido destinados, por lo general, a evaluar la productividad del suelo desde un punto de vista agronómico. Así, la estructura, textura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, capacidad de almacenamiento de agua y conductividad hidráulica son características físicas del suelo propuestas como indicadores ya que regulan el crecimiento de las raíces y plántulas y el movimiento del agua a través del perfil. El pH, carbono orgánico total y soluble, capacidad de intercambio catiónico, macro y micronutrientes extraíbles, y metales pesados son los indicadores químicos más utilizados, pues están relacionados con la capacidad de proveer nutrientes para las plantas y los microorganismos, y/o con la retención de elementos químicos dañinos para el ambiente y el crecimiento de las plantas (Nogales-Vargas, 2009).

Entre los indicadores biológicos que se emplean usualmente, están el estado microbiológico y la actividad bioquímica del suelo. Doran y Parkin (1994), Liao y Xiao (2007) y Bastida *et al.* (2008) sugieren específicamente el Carbono y Nitrógeno de la biomasa microbiana, el Nitrógeno potencialmente mineralizable, la respiración del suelo y el cociente metabólico (C respiración/C biomasa microbiana), por ser altamente sensibles a las modificaciones de la materia orgánica en el suelo. Asimismo, las actividades enzimáticas (e.g. actividad deshidrogenasa, fosfatasa, proteasa, glucosidasa, etc.) son muy utilizadas como indicadores de calidad porque guardan estrecha relación con la función microbiológica del suelo y responden rápidamente a los cambios en el manejo (Dick *et al.*, 1996, Benítez *et al.*, 2006). Algunas de estas propiedades han sido utilizadas en varios índices integrados de calidad del suelo que han tenido en cuenta fundamentalmente propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas, denominados Índice de fertilidad bioquímica del suelo, Índice de degradación microbiana, entre otros (Nogales-Vargas, 2009).

La mayoría de los indicadores físicos y químicos requieren entre 2 y 10 años, o más, para exhibir una respuesta o variación ante un manejo determinado, mientras que las propiedades biológicas son más dinámicas y por tanto tienen la ventaja de servir como señal

temprana de degradación o mejoría de los suelos (Astier *et al.*, 2002; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013).

Desde hace poco tiempo, se da mayor atención e importancia a la macrofauna del suelo para ser usada entre los indicadores biológicos o bioindicadores de la salud del suelo. Su papel funcional en los ecosistemas, junto a las transformaciones que sufren a corto plazo estas comunidades, por la pérdida de la cobertura vegetal y por las modificaciones en las condiciones físicas y químicas del suelo, son las razones por las cuales es tomada en cuenta para indicar el impacto del uso de la tierra, la calidad del medio edáfico y la sostenibilidad de una práctica de manejo (Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013).

La macrofauna como indicador biológico, cumple determinadas características que avalan su utilización con este fin. Se pueden enumerar fundamentalmente su gran aptitud para la especiación, su ciclo corto de vida, el poco poder de dispersión por su adaptación a la vida edáfica y a diferentes tipos de suelo, sus hábitos alimentarios, principalmente como degradadores de la materia orgánica, y su respuesta predecible a los cambios del ambiente (McGeoch *et al.*, 2002; Uribe-Hernández *et al.*, 2010). Los invertebrados terrestres se pueden emplear para indicar el funcionamiento o la biodiversidad de un ecosistema. Los indicadores ecológicos, ambientales o de funcionamiento son capaces de reflejar el estado biótico o abiótico del ambiente, representando el impacto del cambio ambiental dentro de un hábitat, y los indicadores de biodiversidad muestran el nivel de riqueza de especies de un subconjunto taxonómico o la diversidad total en un área (McGeoch, 2007; Ferrás *et al.*, 2010; Gerlach *et al.*, 2013). Siendo así, la macrofauna al advertir sobre las transformaciones de uso y manejo en el ecosistema y sobre la calidad del suelo, puede ser tratada como un indicador biológico ambiental.

Los cambios que se producen en el medio ambiente influyen de modo diferente sobre una especie, familia o grupo funcional que compone la macrofauna del suelo. El uso de táxones o de grupos funcionales como bioindicadores ha sido preferido en vez del análisis de la comunidad como un todo o de la diversidad total de especies, debido a su rol en los procesos biológicos. La ausencia de táxones con funciones claves, entre ellos los detritívoros, conlleva al detenimiento de importantes procesos ecológicos (e.g. descomposición y humificación de la materia orgánica, reciclaje de nutrientes) y a la consecuente degradación en las propiedades del suelo (Lavelle *et al.*, 2006; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013). De hecho, ya se ha mencionado la importancia de la comunidad de la hojarasca con función detritívora en el diagnóstico del estado de perturbación y salud del suelo (Hedde *et al.*, 2007; Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008; Uribe-Hernández *et al.*, 2010).

En algunos trabajos se demuestra el uso de grupos específicos de detritívoros para predecir la calidad o degradación del hábitat. Las cochinillas (Isopoda), por ejemplo, pueden alertar sobre el uso intensivo de pesticidas y herbicidas y sobre la simplificación estructural del hábitat al disminuir su diversidad y abundancia, ya que se afectan sus tasas de crecimiento, fecundidad y sitios de refugio. Los isópodos, además, se consideran un valioso indicador ecotoxicológico pues responden rápidamente a los ambientes contaminados por metales pesados; algunas especies de estos invertebrados poseen sofisticados procesos de desintoxicación que los capacitan para sobrevivir con altas concentraciones de metales en los tejidos de sus cuerpos (Paoletti y Hassall, 1999; Uribe-Hernández *et al.*, 2010).

Las lombrices de tierra (Oligochaeta, Haplotaxida), son otros organismos descomponedores ampliamente estudiados y recomendados para monitorear la fertilidad, capacidad productiva y sostenibilidad del suelo, y la rehabilitación de suelos degradados o contaminados (Huerta *et al.*, 2009; Brown y Domínguez, 2010; Uribe *et al.*, 2012; Jouquet *et al.*, 2014; Frouz, 2018). Existen muchas evidencias de que las comunidades de lombrices decrecen de forma

drástica en número y biomasa, además, de ocurrir el reemplazo de las especies nativas por exóticas en los ambientes perturbados, principalmente con uso excesivo de agroquímicos, maquinaria pesada y falta de coberturas, en comparación con otros ambientes menos alterados. Estas perturbaciones implican la inestabilidad de la humedad y pH del suelo, y de los recursos nutritivos, que son factores de los que dependen estas comunidades para respirar, reproducirse y alimentarse (Rodríguez, 2000; Feijoo *et al.*, 2007; Bartz *et al.*, 2013). Jouquet *et al.* (2014) explican que la actividad de las lombrices y también de las termitas (Isoptera) ayudan en la rehabilitación de algunas características de degradación del suelo como son la acidez, la compactación, y la erosión por formación de costras; por otra parte, señalan que las lombrices influyen en la movilidad de metales pesados a través de su actividad de ingestión, formación de canales y producción de heces.

Gerlach *et al.* (2013) en su revisión sobre los invertebrados terrestres y su potencial como bioindicadores y también Vasconcellos *et al.* (2013) en su estudio sobre la macrofauna como indicador de la calidad del suelo, ratifican a los isópodos, las lombrices y las termitas y mencionan a otros táxones detritívoros, entre ellos a los caracoles (Mollusca, Gastropoda) y los milpiés (Diplopoda), como buenos indicadores de las características abióticas del ambiente, de los efectos del manejo y del progreso de la restauración. Estos mismos autores informan que grupos con función depredadora, entre ellos las arañas (Araneae), son indicadores de distintas condiciones como la complejidad estructural de un hábitat, pero también de ambientes con diferentes niveles de toxicidad al acumular contaminantes y pesticidas de sus presas. Para indicar problemas de contaminación ya sea por metales pesados o pesticidas se proponen, además, a los hemípteros (Hemiptera) y a la familia Carabidae de Coleptera. En general, los coleópteros han sido fundamentalmente utilizados para indicar problemas de perturbación en un ecosistema, entre estos se pueden citar las familias Staphylinidae y Tenebrionidae, esta última utilizada para advertir sobre la recuperación de un hábitat después del fuego.

En el caso de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), han sido empleadas tanto en inventarios rápidos de diversidad como en el monitoreo ambiental (Gerlach *et al.*, 2013). Su uso para indicar la biodiversidad ha referido resultados sobre su propia riqueza de especies y la de otros órdenes de insectos como Lepidoptera y Coleptera (Lawton *et al.* 1998; Alonso, 2000). Desde el punto de vista del monitoreo ambiental y como parte de la fauna del suelo, su abundancia ha estado relacionada con el grado de perturbación en los ecosistemas, sucesos de manejo y restauración, invasión de especies y contaminación (Chanatásig-Vaca *et al.*, 2011; Araújo *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2017), y su diversidad con la calidad y heterogeneidad estructural de los ecosistemas naturales o en regeneración, así como con tenores altos de materia orgánica en el suelo (Schmidt *et al.*, 2013; Vasconcellos *et al.*, 2013; Crepaldi *et al.*, 2014; Gomes *et al.*, 2014). Schmidt *et al.* (2013) aclaran que los eventos de perturbación a menudo tienen más efecto sobre la composición que sobre la riqueza de especies de las comunidades de hormigas, lo que confirma el uso de estos insectos para indicar la alteración ambiental. La distinción de las hormigas como indicadores de disturbio, se debe a su alta diversidad, abundancia y hábitos generalistas, lo cual hace que ocupen una gran variedad de nichos y dispongan de un amplio rango de recursos, desde semillas y material orgánico incorporado al suelo hasta pequeños organismos de movimientos lentos (huevos de insectos y algunos artrópodos adultos); que a la vez les permite competir y sobrevivir con mucho éxito frente a otros organismos del suelo y les hace útiles para evaluar prácticas agrícolas como la fertilización, la fumigación y las quemas (Chanatásig-Vaca *et al.*, 2011).

Hasta hace aproximadamente 20 años, la caracterización de la riqueza, diversidad, densidad, biomasa y composición funcional de la macrofauna sirvió para indicar o evaluar el impacto del uso de la tierra, particularidades del manejo y cualidades físicas y químicas del suelo, en el trópico (Doube y Schmidt, 1997; Fragoso *et al.*, 1997; Decaens *et al.*, 1998;

Hofer *et al.*, 2001; Pashanasi, 2001; Tapia-Coral *et al.*, 2002). Posteriormente, se confeccionan nuevos índices más complejos, donde se incluyen algunas de estas variables, los cuales resultan muy efectivos en la evaluación biológica de la calidad del suelo (Barros *et al.*, 2002; Velásquez *et al.*, 2007; Huerta *et al.*, 2009; Rousseau *et al.*, 2010; Ruiz *et al.*, 2011).

Barros *et al.* (2002) y Lavelle *et al.* (2003) plantean la relación biológica de termitas/lombrices, a partir de su densidad poblacional (ind.m^{-2}) en los ecosistemas. Un mayor número de termitas sobre lombrices de tierra, alertará sobre condiciones de perturbación en el hábitat, y contrariamente un predominio de lombrices, indicará un impacto positivo del uso y manejo del suelo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de este. Para este índice las termitas se consideran organismos invasores, oportunistas y pioneros de la recolonización. Barros *et al.* (2002) en su investigación en la Amazonía brasileña, detecta los valores más altos de esta relación para los cultivos anuales (21,4); lo que evidencia la dominancia de termitas en estos sistemas, indicando un mayor nivel de alteración sobre el suelo con respecto a los otros usos estudiados de pastizales (0,2), sistemas agroforestales (8,8) y bosques (7,9).

Luego, los indicadores que se establecen son fórmulas que contienen diferentes sub-indicadores. Velásquez (2004) y Velásquez *et al.* (2007) crean el indicador general de calidad del suelo o GISQ, donde relacionan la diversidad de la macrofauna con la calidad física del suelo, su fertilidad química, su morfología y sus reservas de materia orgánica. Otros construyen propuestas más sencillas porque combinan solo variables de la macrofauna, por ejemplo, la presencia/ausencia de grupos detritívoros, el número total y de especies nativas de lombrices, así como su biomasa, con el fin de evaluar el estado ecológico de los suelos por los propios productores (Huerta *et al.*, 2009). También Rousseau *et al.* (2010) sugieren un índice integrado macrofaunístico de salud del suelo (MISH), adaptado de Velásquez *et al.* (2007), pero que involucra la abundancia de grupos escogidos como las lombrices, las hormigas, otros macroinvertebrados y además la riqueza y diversidad taxonómica de la comunidad. Estos indicadores generan valores enmarcados en una escala de 0-1, donde los valores cercanos a 0 revelan sistemas más degradados y valores próximos a 1, sistemas más conservados o con un manejo más noble hacia la preservación del suelo. Todos se han probado en varios sistemas de uso de la tierra de zonas tropicales de Colombia y Nicaragua (Velásquez, 2004; Velásquez *et al.*, 2007), de localidades del sur y centro de Tabasco en México (Huerta *et al.*, 2009) y de la Amazonía brasileña (Rousseau *et al.*, 2010).

Ruiz (2004) y Ruiz *et al.* (2011) proponen otro indicador bastante sencillo y más fiel que los anteriores, al tener en cuenta solo a los táxones (especie, género, familia u orden, según el nivel taxonómico trabajado) que caracterizan un hábitat. Este indicador denominado índice biótico de calidad del suelo o IBQS, involucra la abundancia total de los macroinvertebrados edáficos indicadores y el valor indicador de estos táxones o IndVal en un ecosistema, este último método generado por Dufrêne y Legendre (1997). El valor indicador o IndVal combina las medidas de especificidad (abundancia relativa) y fidelidad (frecuencia de aparición) de una especie o taxon en un tipo de hábitat con respecto al conjunto de hábitats analizados, por lo que permite identificar táxones indicadores o característicos de cada ambiente. Es expresado en porcentaje y tiene un rango de 0 a 100, donde 0 significa ausencia de indicación y 100 indicación perfecta. Así, cuanto mayor el porcentaje del valor indicador obtenido, mayor la especificidad y fidelidad del taxon, o sea su preferencia hacia un hábitat en particular (Dufrêne y Legendre, 1997). Para el cálculo del IBQS de un hábitat, se utilizan entonces los táxones indicadores de ese sitio, que se consideran como tal cuando el valor indicador es mayor de 50%. El IBQS produce valores que se organizan en clases del 1 (IBQS=1-18) al 20 (IBQS=361-379), en correspondencia con una menor y mayor calidad del suelo, respectivamente, como resultados de mayor contraste. Ruiz *et al.* (2011) en su

investigación en cuatro regiones de Francia, según los resultados sobre los táxones indicadores, su valor IndVal y los valores generados de IBQS en los diferentes ambientes estudiados, clasifican los cultivos como sistemas de menor calidad biológica del suelo (clases 2-6), los pastizales de calidad intermedia (clases 7-9) y los bosques de mayor calidad (clases 11-20).

La mayoría de los indicadores planteados tienen la ventaja de que no demandan de un trabajo taxonómico complejo, puesto que la identificación hasta el nivel de especies no es necesaria. Además, pueden ser aplicados en cualquier región con diferentes tipos de uso de la tierra que precisan una evaluación comparativa. Desde la propuesta realizada por Ruiz *et al.* (2011), los indicadores en función de la macrofauna edáfica más utilizados, han sido el GISQ (Cécillon *et al.*, 2009; Velásquez *et al.*, 2012; Rousseau *et al.*, 2013) y el IBQS (Mendes *et al.*, 2008).

Tareas comunes y estratégicas para alcanzar la sustentabilidad de los ecosistemas, son el mejoramiento y la conservación de la fertilidad y productividad del suelo. Para conseguir estos objetivos los manejadores de recursos, científicos y tomadores de decisiones deben contar con indicadores capaces de aportar información integral y sistemática sobre cómo evolucionan las propiedades del suelo cuando este se somete a variadas condiciones de manejo (Astier *et al.*, 2001). La búsqueda, específicamente, de indicadores biológicos sería más acertada debido a su valor práctico para evaluar de forma inmediata las características del entorno o los impactos al mismo, y porque no encarecen ni dan complejidad al monitoreo por reactivos químicos añadidos, como sí necesitan las mediciones físicas y químicas. En la determinación de este tipo de indicadores, se requiere, además, ampliar la perspectiva original enfocada solo a suelos agrícolas e incluir suelos forestales de ecosistemas naturales como referentes de alta conservación y calidad, así como involucrar el conocimiento tradicional del campesino (Bautista-Cruz *et al.*, 2004; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013). En este contexto, Cuba no está exenta de dichos propósitos.

1.4. Estudio de la macrofauna edáfica en Cuba

En Cuba, los primeros estudios sobre la macrofauna del suelo, surgen en la década del 80 del pasado siglo, para bosques primarios siempreverdes y plantaciones forestales de la Sierra del Rosario en el occidente del país y en otras regiones de la isla (González y Herrera, 1983; González y López, 1986, 1987). También se evalúa la dinámica de la macrofauna en función de la conservación/perturbación de los ecosistemas (Prieto y Rodríguez, 1996; Rodríguez y Crespo, 1999; Cubillas y De la Rosa, 2000), así como de grupos específicos que la componen, entre ellos las lombrices de tierra (Martínez y Rodríguez, 1991; Rodríguez, 2000; Martínez y Sánchez, 2000), las hormigas (Fontenla, 1992, 1993, 1994; Fontenla y Hernández, 1994) y los diplópodos (Prieto *et al.*, 2003). Con este mismo propósito, se llevan a cabo ulteriormente diferentes investigaciones, algunas en sistemas agroecológicos en Artemisa (Cabrera Dávila *et al.*, 2007), en sistemas de pastizales y silvopastoriles en Mayabeque y Matanzas (Rodríguez *et al.*, 2002; Sánchez y Crespo, 2004; Rodríguez *et al.*, 2008; Sánchez *et al.*, 2008, 2009; Rodríguez *et al.*, 2011), y en bosque siempreverde micrófilo y uveral de la región costera en Mayabeque (Serrano, 2010).

Otras observaciones más recientes muestran el efecto de distintos tipos de coberturas vegetales a partir de las características de la macrofauna, específicamente, en suelos ferralíticos rojos con diferentes uso en Matanzas (García *et al.*, 2014); en un sistema silvopastoril en el Valle del Cauto, Granma (Vega *et al.*, 2014); en fincas con conversión agroecológica en el municipio Cruces, Cienfuegos (Fernández *et al.*, 2015); en sistemas urbanos de cultivos en La Habana (Matienzo *et al.*, 2015); y en ecosistemas ganaderos de montaña en Guisa, Granma (Chávez-Suárez *et al.*, 2016). Algunos de estos estudios

cubanos, manifiestan un descenso de la diversidad y la abundancia de la comunidad de la macrofauna comparando ecosistemas más conservados (e.g. densidad: 347,7-1240,0 ind.m⁻², biomasa: 50,8-56,9 gm⁻²) y perturbados (e.g. densidad: 38,9-457,0 ind.m⁻², biomasa: 3,5-35,9 gm⁻²) (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; Serrano, 2010, García *et al.*, 2014), en congruencia con lo que se refiere para diversos ecosistemas del trópico.

De los trabajos cubanos mencionados, pocos consideran el análisis de los grupos funcionales de la macrofauna edáfica. Entre estos se encuentran los desarrollados en sistemas agroecológicos en Artemisa, en sistemas de pastizales y silvopastoriles en Matanzas (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2008) y en sistemas urbanos de cultivos en La Habana (Matienzo *et al.*, 2015); además de uno más actual que valora la macrofauna como bioindicador en suelos contaminados por metales pesados en Mayabeque (Mesa-Pérez *et al.*, 2016). En la mayoría de estas investigaciones se registran mayores poblaciones de detritívoros (1611,0-1984,0 ind.m⁻²) y omnívoros (747,0 ind.m⁻²) y menores de depredadores (14,0-253,0 ind.m⁻²) y herbívoros (124,0 ind.m⁻²) en los sistemas arbóreos o en los que emplean métodos eficientes de protección sobre el suelo (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; Sánchez *et al.*, 2008; Matienzo *et al.*, 2015).

En su lugar, el enfoque de la macrofauna como bioindicador del impacto del uso y calidad del suelo en Cuba se encuentra reflejado en pocos trabajos, desarrollados en sistemas ganaderos, fincas agropecuarias y cultivos varios (Lok, 2010; Lok *et al.*, 2011; García, 2013; Mesa-Pérez *et al.*, 2016). También Cabrera Dávila (2012), a partir de un compendio bibliográfico sobre las características biológicas, ecológicas y funcionales de esta fauna y de los resultados obtenidos hasta ese momento en el país bajo diferentes usos de la tierra, realiza una valoración primaria sobre la utilización potencial de la macrofauna como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. No obstante, se pueden resaltar otros estudios en Cuba sobre indicadores de salud edáfica, como es el caso de la creación de un índice multiparamétrico, con el objetivo de contribuir al Programa Nacional de Conservación y Mejoramiento de los Suelos. Font (2008) idea este índice, que se calcula a través de un software diseñado a partir de un Sistema de Evaluación y Monitoreo de la Calidad del Suelo (SEMCAS), compuesto esencialmente por variables microbiológicas, físicas y químicas. Posteriormente, García *et al.* (2012) en su reseña sobre tales indicadores, menciona otras investigaciones que evalúan la calidad de suelos Oxisoles (ferralíticos rojos) e Inceptisoles (pardos con carbonatos), pero basadas en propiedades físicas y químicas (Díaz *et al.*, 2005, 2008; Colás *et al.*, 2010).

Para el uso de la macrofauna edáfica como indicador biológico entre varios indicadores de estabilidad del sistema suelo-pasto, Lok (2010) y Lok *et al.* (2011) en su trabajo desplegado en ecosistemas de pastizales con diferentes usos y características, proponen valores específicos de densidad poblacional. Sugieren para el sistema silvopastoril con leucaena, valores de la macrofauna total entre 65,0 y 112,4 ind.m⁻² para la época de seca y de lluvia respectivamente, y también de hormigas, de 30,2 ind.m⁻² en seca y 33,3 ind.m⁻² en lluvia. En el caso de los monocultivos de guinea y pastizales con una mezcla múltiple de leguminosas rastreras, proponen exclusivamente a las hormigas para caracterizar estos tipos de ambiente; refiriendo 6,1 ind.m⁻² de hormigas para la seca y 9,7 ind.m⁻² para la lluvia en el pastizal de guinea, y 14,2 ind.m⁻² para la seca y 23,0 ind.m⁻² para la lluvia en el sistema con leguminosas rastreras.

García (2013) aplica el índice biótico de calidad del suelo (IBQS) en la evaluación de los suelos ferralíticos rojos bajo cuatro sistemas de uso de la tierra en la provincia de Matanzas; pero en su estudio no involucra sistemas conservados o naturales, de los cuales es necesario conocer la edafofauna típica si la intención es usar el grupo para indicar la salud edáfica y del ecosistema y obtener resultados de referencia de alta calidad biológica del suelo. Al comparar sistemas silvopastoriles, pastizales, fincas agropecuarias con fertilización

orgánica y cultivos varios con fertilización química, este autor halla el valor más alto de IBQS en los sistemas silvopastoriles (95, clase 6), con grupos indicadores para este hábitat, tales como las lombrices de tierra, las larvas fitófagas de Coleoptera, los milpiés y los caracoles. Entre los restantes usos, las fincas agropecuarias muestran una mejor calidad (69, clase 4), que los pastizales y los cultivos varios (50, clase 3). Para todos estos sistemas los organismos indicadores son las lombrices de tierra y en el caso de las fincas agropecuarias también los hemípteros (Cicadidae).

Por su parte, Mesa-Pérez *et al.* (2016) evalúan el comportamiento de la macrofauna edáfica en suelos ganaderos de la provincia Mayabeque, con diferentes grados de contaminación por metales pesados. Encuentran que la riqueza taxonómica y la abundancia total de la macrofauna se reducen significativamente con el aumento de la concentración de plomo y zinc. Asimismo, señalan que el grupo trófico dominante en todos los sitios contaminados es el de los depredadores y constata la disminución de organismos descomponedores. Estos autores exponen también que los diplópodos, los escarabajos fitófagos, las hormigas y las lombrices de tierra son grupos adecuados para monitorear el estado ecológico de los suelos.

A partir de las investigaciones conducidas en el país, se evidencia el esfuerzo por definir valores límites, intervalos y porcentajes de variación universales que representen las condiciones óptimas de un suelo, pero resulta difícil debido a la gran variabilidad espacio-temporal de los indicadores biológicos (Bautista-Cruz *et al.*, 2004). Por tal motivo, quizás el planteamiento de relaciones o balances entre grupos faunísticos sea más efectivo, ya que estas relaciones manifiestan respuestas antagónicas de los grupos involucrados, a través de la superioridad de uno u otro, ante los cambios en las condiciones del suelo. En Cuba, como parte de la fauna edáfica, los organismos normalmente estudiados como bioindicadores fueron siempre los pertenecientes a la mesofauna (microartrópodos de 0,2-2 mm de diámetro) y relaciones de este tipo entre algunos de sus táxones, por ejemplo: ácaros/colémbolos, ácaros oribátidos/ácaros astigmados (Karg, 1963; Andrés, 1990; Mateos, 1992; Bedano *et al.*, 2001; Arroyo *et al.*, 2003; Uribe-Hernández *et al.*, 2010) se aplicaron con éxito en los últimos años para evaluar el cambio de uso y manejo del suelo (Socarrás y Rodríguez, 2005, 2007; Socarrás y Robaina, 2011; Socarrás, 2013; Socarrás y Izquierdo, 2014, 2016).

Por otro lado, los trabajos señalados para el país permiten deducir la escasez de resultados en ecosistemas naturales y con alto grado de conservación, así como la importancia de incluir estos en el estudio de un gradiente de uso de la tierra, desde ecosistemas conservados a perturbados, para evaluar y definir el uso de la macrofauna del suelo como bioindicador de degradación de los ecosistemas y del medio edáfico.

1.5. Hipótesis y Objetivos de investigación doctoral

En aras de contribuir con la temática de la evaluación de la macrofauna edáfica como indicador biológico del impacto del uso de la tierra y de la calidad del suelo en Cuba, en este trabajo doctoral se plantean las siguientes **hipótesis de investigación**:

- 1) En los sistemas de uso de la tierra con mayor estabilidad y menor intervención antrópica se encuentran valores más altos de riqueza, diversidad y abundancia de la macrofauna total, así como de grupos detritívoros y de lombrices de tierra, en comparación con aquellos sistemas más degradados, con un nivel superior de antropización y mayor intensidad de laboreo en el suelo, que implican la disminución de estas comunidades.
- 2) La modificación en la composición y abundancia de la macrofauna del suelo producto del cambio y de la intensidad del uso de la tierra, revela táxones sensibles a estas variaciones y permite sugerir bioindicadores del impacto del uso y calidad del suelo.

Para comprobar estas hipótesis los **objetivos específicos** de estudio son:

- 1) Caracterizar la macrofauna edáfica mediante su riqueza taxonómica, diversidad, abundancia y composición funcional en siete sistemas de uso de la tierra del occidente de Cuba con diferentes niveles de conservación/perturbación.
- 2) Evaluar el efecto de los siete sistemas de uso de la tierra con diferentes niveles de conservación/perturbación sobre la macrofauna del suelo.
- 3) Identificar y proponer indicadores de la macrofauna edáfica, útiles para el monitoreo del impacto del uso y calidad del suelo.

1.6. Novedad científica e Importancia de la tesis

Se realiza en Cuba el estudio de la macrofauna edáfica bajo un amplio gradiente de uso de la tierra, donde se involucran desde ecosistemas conservados como bosques naturales siempreverdes hasta sistemas altamente alterados con laboreo intenso en el suelo y fertilización química como los monocultivos, para establecer patrones de composición, riqueza y abundancia de esta fauna ante el efecto del cambio y la intensidad del uso de la tierra, y su similitud con otros ecosistemas de características similares en el trópico húmedo. Estos resultados permiten sugerir por primera vez en el país, indicadores biológicos basados en la macrofauna del suelo, para evaluar el impacto del uso de la tierra y la calidad del medio edáfico a nivel profesional, técnico y productivo de forma sencilla y rápida. También los resultados contribuyen con los objetivos del Programa Cubano de Diversidad Biológica para el ciclo 2016-2020 y con las metas de Aichi para la Biodiversidad, correspondientes principalmente a: 1. favorecer la conservación y restauración de los ecosistemas, de forma tal que se contribuya a la captación del carbono, a la conservación de los suelos y a la mitigación y adaptación al cambio climático, 2. intensificar el desarrollo de bioindicadores efectivos para determinar el estado y tendencias de los componentes de la diversidad biológica para instrumentar los procesos de monitoreo necesarios en su implementación, 3. respetar los conocimientos y las prácticas tradicionales de las comunidades locales para la conservación y utilización sostenible de la biodiversidad.

1.7. Esquema de tesis

Este documento de tesis está organizado por capítulos, con ocho capítulos en total: Capítulo 1 y actual de Introducción general, Capítulo 2 de Caracterización de los sistemas de estudio y Metodología general, Capítulos 3 al 6 que contienen los principales resultados de tesis, y que no son más que manuscritos ya publicados en diferentes momentos de investigación y que se presentan bajo un formato similar al de los artículos científicos correspondientes, Capítulo 7 de Discusión general y Capítulo 8 de Conclusiones. Además, se incluye un acápite de Anexos, los cuales responden a nuevos análisis que complementan y consolidan los resultados presentados en los capítulos del 3 al 6, y que apoyan la discusión general de la tesis. Los capítulos 3, 4 y 5 dan cumplimiento a los objetivos 1 y 2 y el capítulo 6, principalmente, al objetivo 3. A continuación, se ofrece una breve explicación de los capítulos del 3 al 6.

Capítulo 3. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. En este capítulo se abordan solo cuatro sistemas de uso de la tierra de los siete que se valoran en este documento de tesis, ya que son los primeros que se estudian durante el período de investigación de la macrofauna edáfica bajo diferentes sistemas de uso en el occidente de Cuba (2009). Se compara la riqueza de órdenes y familias, así como la densidad y la biomasa de la macrofauna total y de los diferentes grupos taxonómicos que la componen, entre los cuatro sistemas estudiados. Concretamente, se evalúa el efecto de la intensidad del uso de la tierra sobre la composición, riqueza y abundancia de los macroinvertebrados edáficos en bosques

secundarios, pastizales, cultivos varios con el cultivo principal de papa y cañaverales, localizados en suelos ferralíticos rojos de las provincias Artemisa y Mayabeque. Artículo publicado en *Pastos y Forrajes*.

Artículo correspondiente al Capítulo 3:

Cabrera Dávila G, N Robaina, D Ponce de León. 2011. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 34(3): 313-330.

Capítulo 4. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. Se realiza el análisis de la estructura funcional de la macrofauna edáfica, igualmente, en los cuatro sistemas de uso de suelo referidos en el capítulo 3. La macrofauna se separa en los grupos funcionales de detritívoros, herbívoros, depredadores e ingenieros del suelo, y se determina la densidad y la biomasa de cada grupo funcional en los diferentes sistemas estudiados. La proporción entre los grupos funcionales se valora en función de la intensidad del uso de la tierra, del nivel de perturbación del medio edáfico y de la disponibilidad de recursos, como factores que afectan la estructura funcional de la macrofauna del suelo. Artículo publicado en *Pastos y Forrajes*.

Artículo correspondiente al Capítulo 4:

Cabrera Dávila G, N Robaina, D Ponce de León. 2011. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 34(3): 331-346.

Capítulo 5. Caracterización ecológica de la macrofauna edáfica en dos sitios de bosque siempreverde en El Salón, Sierra del Rosario, Cuba. El estudio se dirige solo al ecosistema de bosque primario, como sistema de uso de la tierra escogido para un estudio más detallado, entre los siete sistemas estudiados en el proceso de investigación de la macrofauna edáfica. Se enfatiza en este tipo de ecosistema, debido al escaso conocimiento sobre la macrofauna del suelo en hábitats conservados en Cuba. Se caracteriza la riqueza de familias, diversidad, densidad y composición funcional de la macrofauna en dos sitios de bosque primario siempreverde dentro de El Salón en la Sierra del Rosario, en el occidente del país. La investigación se traza bajo la hipótesis fundamental de que se puede encontrar una comunidad más abundante y diversa de macroinvertebrados del suelo y en particular de organismos detritívoros, en este tipo de hábitats naturales y conservados, con respecto a otros sistemas de uso de la tierra más alterados por el hombre. Artículo publicado en revista chilena *Bosque*.

Artículo correspondiente al Capítulo 5:

Cabrera Dávila, G, GM López Iborra. 2018. Caracterización ecológica de la macrofauna edáfica en dos sitios de bosque siempreverde en El Salón, Sierra del Rosario, Cuba. *Bosque* 39(3): 363-373.

Capítulo 6. Evaluación de la macrofauna como indicador del estado de salud en siete sistemas de uso de la tierra, en Cuba. En este capítulo se combinan los resultados de los siete sistemas de uso de la tierra referidos para esta investigación doctoral, los cuatro sistemas iniciales abordados en los capítulos 3 y 4 y otros tres que fueron estudiados posteriormente a estos (2009-2013). Se reanaliza la riqueza, la abundancia y la composición funcional de la macrofauna edáfica en un gradiente de uso de la tierra, desde ecosistemas naturales hasta sistemas altamente manejados. El estudio incluye los sistemas de uso de

bosques primarios, bosques secundarios, sistemas agroforestales, pastizales, cultivos varios, cañaverales y agroecosistemas urbanos. Se evalúa el efecto de estos siete sistemas de uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica, y a partir de ello se sugieren, por primera vez para Cuba, indicadores de la macrofauna para monitorear el impacto del uso y calidad del suelo. Artículo publicado en *Pastos y Forrajes*.

Artículo correspondiente al Capítulo 6:

Cabrera Dávila, G, AA Socarrás, G Hernández, D Ponce de León, YI Menéndez, JA Sánchez. 2017. Evaluación de la macrofauna como indicador del estado de salud en siete sistemas de uso de la tierra, en Cuba. *Pastos y Forrajes* 40(2): 118-126.

1.8. Referencias bibliográficas

Alonso IE. 2000. Ants as indicators of diversity. *En* Agosti D, J Majer, E Alonso, TR Schultz eds. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Biological diversity handbook series. Washington, DC. Smithsonian Institution Press.

Amazonas NT, RAG Viani, MGA Rego, FF Camargo, RT Fujihara, OA Valsechi. 2018. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 78(3): 449-456.

Andrés P. 1990. Descomposición de la materia orgánica en dos ecosistemas forestales del macizo del Montseny (Barcelona): Papel de los ácaros oribátidos (Acarina, Oribatei). Tesis de doctorado. España. Universidad Autónoma de Barcelona. 237 p.

Araújo ASF, LB Magalhaes, VM Santos, LAPL Nunes, CTS Dias. 2017. Biological properties of disturbed and undisturbed Cerrado *sensu stricto* from Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 77(1): 16-21.

Araújo VFP, AG Bandeira, A Vasconcellos. 2010. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70(3 supl.): 737-746.

Arroyo J, JC Iturrondobeitia, A Caballero, S González-Carcedo. 2003. Una aproximación al uso de táxones de artrópodos como bioindicadores de condiciones edáficas en agrosistemas. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 32: 73-79.

Astier M, M Maass, J Etchevers. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* 36: 605-620.

Ayuke, FO. 2010. Soil macrofauna functional groups and their effects on soil structure, as related to agricultural management practices across agroecological zones of Sub-Saharan Africa. Tesis de doctorado. Alemania. Wageningen University. 202 p.

Ayuke FO, NK Karanja, EM Muya, BK Musombi, J Mungatu, GHN Nyamasyo. 2009. Macrofauna diversity and abundance across different land use systems in Embu, Kenya. *Journal of Tropical and Subtropical Agroecosystems* 11(2): 371-384.

Ayuke FO, MM Pulleman, B Vanlauwe, RGM de Goede, J Six, C Czusdi, L Brussaard. 2011. Agricultural management affects earthworms and termites diversity across humid to semi-arid tropical zones. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140: 148-154.

- Baretta D, GG Brown, EJBN Cardoso. 2010. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. *Acta Zoológica Mexicana* 26:135-50.
- Barros E, M Grimaldi, M Sarrazin, A Chauvel, D Mitja, T Desjardins, P Lavelle. 2003. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazonia. *Applied Soil Ecology* 26: 157-168.
- 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(5): 338-347.
- Bartz MLC, A Pasini, G Brown. 2013. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. *Applied Soil Ecology* 69: 39-48.
- Bastida F, A Zsolnay, T Hernández, C García. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma* 147: 159-171.
- Bautista F, C Díaz-Castelazo, M García-Robles. 2009. Changes in soil macrofauna in agroecosystems derived from low deciduous tropical forest on Leptosols from karstic zones. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10: 185-197.
- Bautista-Cruz A, J Etchevers, RF del Castillo, C Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13(2): 90-97.
- Bedano JC, MP Cantú, ME Doucet. 2001. La Utilización de Ácaros Edáficos como Indicadores de Calidad de Suelos en Agroecosistemas del Centro de Argentina. *En Memorias del XV Congreso Latinoamericano de las Ciencias del Suelo* 2001.
- Benítez E, R Nogales, C Campos, F Ruano. 2006. Biochemical variability of olive-orchard soils under different managements systems. *Applied Soil Ecology* 32: 221-231.
- Brévault T, S Bikay, JM Maldes, K Naudin. 2007. Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system. *Soil & Tillage Research* 97: 140-149.
- Brown GG, C Fragoso, I Barois, P Rojas, JC Patrón, J Bueno, A Moreno, P Lavelle, V Ordaz, C Rodríguez. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 1: 79-110.
- Brown GG, CC Niva, MRG Zagatto, S Ferreira, HS Nadolny, GBX Cardoso, A Santos, G Martínez, A Pasini, MLC Bartz, KD Sautter, MJ Thomazini, D Baretta, E Silva, ZI Antonioli, T Decaëns, P Lavelle, JP Sousa, F Carvalho. 2015. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. *En Parron LM, J García, E Oliveira, GG Brown, RB Prado eds. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa. Brasília, DF. p. 121-154.*
- Brown GG, J Domínguez. 2010. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas-O 3º encontro latino americano de ecología e taxonomia de oligoquetas (Elaetao 3). *Acta Zoológica Mexicana* 2: 1-18.
- Cabrera Dávila G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes* 35(4): 349-364.

- Cabrera Dávila G, MA Martínez, C Rodríguez. 2007. La macrofauna del suelo en sistemas agroecológicos en Cuba. *Brenesia* 67:45-57.
- Cécillon L., N Cassagne, S Czarnes, R Gros, M Vennetier, JJ Brun. 2009. Predicting soil quality indices with near infrared analysis in a wildfire chronosequence. *Science of the Total Environment*.
- Chanatásig-Vaca CI, E Huerta, P Rojas, A Ponce-Mendoza, J Mendoza, A Morón, H van der Wal, BB Dzib-Castillo. 2011. Efecto del uso de suelo en las hormigas (Formicidae: Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 27(2): 441-461.
- Chávez-Suárez L, Y Labrada, A Álvarez. 2016. Macrofauna del suelo en ecosistemas ganaderos de montaña en Guisa, Granma, Cuba. *Pastos y Forrajes* 39(3): 111-115.
- Coimbra CM, E Forestieri, MK Silva, AC Gama-Rodrigues. 2013. Meso- and macrofauna in the soil and litter of leguminous trees in a degraded pasture in Brazil. *Agroforestry Systems* 87: 993-1004.
- Colás A, P Cairo, J Machado, Y Ruiz, P Torres. 2010. Selección de Indicadores de calidad de un suelo ferralítico Rojo (Oxisol) de la región central de Cuba. *Centro Agrícola* 37(3): 73-82.
- Crepaldi RA, I Portilho, R Silvestre, F Mercante. 2014. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. *Ciência Rural* 44(5): 781-787.
- Cubillas IN, E De la Rosa. 2000. Dinámica de la Macrofauna del suelo en áreas de frutales con cultivos de Leguminosas herbáceas (pastos). *Centro Agrícola* 27(1): 48-49.
- De la Rosa N, S Negrete-Yankelevich. 2012. Distribución espacial de la macrofauna edáfica en bosque mesófilo, bosque secundario y pastizal en la reserva La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 201-215.
- Decaens T, T Dutoit, D Alard, P Lavelle. 1998. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral succession of Western France. *Applied Soil Ecology* 287: 1-7.
- Díaz B, P Cairo, O Rodríguez, I Abreu, P Torres, R Jiménez, A Dávila, A Colás. 2005. Evaluación de la sostenibilidad del manejo del suelo Pardo con Carbonato (Inceptisol) a través de indicadores de calidad del mismo. *Centro Agrícola* 32(2): 73-78.
- Díaz B, M Morales, P Cairo, O Rodríguez, R Jiménez, I Abreu, P Torres, A Dávila. 2008. Evaluación del manejo del suelo pardo mullido medianamente lavado a largo plazo a través de la razón de estratificación de la materia orgánica y el índice de calidad del suelo. *Centro Agrícola* 35(3): 25-29.
- Dick RP, D Breakwill, R Turco. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators. *En* Doran JW, AJ Jones eds. *Handbook of Methods for Assessment of Soil Quality*. Soil Science Society America. Madison, USA. p. 247-272.
- Doran JW, TB Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. *En* Doran JW, DC Coleman, DF Bezdicek, BA Stewart eds. *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Pub. 34. USA. Soil Science Society of America. p. 3-21.

- Doube BM, O Schmidt. 1997. Can the Abundance or Activity of Soil Macrofauna be used to indicate the Biological Health of Soils?. *En* Pankhurst CE, BM Doube, VVSR Gupta eds. *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International. p. 265-295.
- Dufrêne M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3):345-366.
- Durán EH, JC Suárez. 2013. Fauna del suelo y hojarasca en arreglos agroforestales de la Amazonia Colombiana. *Momentos de Ciencia* 10(1): 59-66.
- Feijoo A, M Zúñiga, H Quintero, P Lavelle. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes* 30(2): 235-249.
- Fernández IM, L Castellanos, M Fuentes, P Cairo, N Rajadel, R de Melo. 2015. Macrofauna del suelo en cuatro fincas en conversión hacia la producción agroecológica en el Municipio Cruces, Cuba. *Centro Agrícola* 42(1): 43-52.
- Ferrás H, A Martell, AA Socarrás, M Rodríguez, N Ricardo, C López. 2010. Paquete Informático de Bioindicadores. (Informe final de Proyecto. Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA, Cuba).
- Ferreira A, M Zimmer, PB Araujo, JG Kray. 2014. Litter traits and palatability to detritivores: a case study across bio-geographical boundaries. *Nauplius* 22(2): 103-111.
- Font L. 2008. Estimación de la calidad del suelo: Criterios físicos, químicos y biológicos. Tesis de doctorado. La Habana, Cuba. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas. 105 p.
- Fontenla JL. 1992. Mirmecofauna de la caña de azúcar en Cuba: análisis preliminar de su composición. *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática* 39: 2-28.
- Fontenla JL. 1993. Composición y estructura de comunidades de hormigas en un sistema de formaciones vegetales costeras. *Poeyana* 441: 1-19.
- Fontenla JL. 1994. Mirmecofauna de un hábitat-isla y del agroecosistema circundante. *Ciencias Biológicas* 26: 40-55.
- Fontenla JL, LM Hernández. 1994. Caracterización ecológica de la mirmecofauna de un cañaveral. *Ciencias Biológicas* 26: 56-69.
- Fragoso C, GG Brown, IC Patrón, E Blanchart, P Lavelle. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: The role of earthworms. *Applied Soil Ecology* 6: 17-35.
- Frouz J. 2018. Effects of soil macrofauna plant interactions on soil formation and plant community development during primary succession in post mining sites. *EGU General Assembly* 20: 5298.
- García Y. 2013. La macrofauna edáfica como indicador de la calidad del suelo Ferralítico Rojo en cuatro usos de la tierra en la provincia de Matanzas. Tesis de maestría. La Habana, Cuba. Universidad Agraria de La Habana. 83 p.
- García Y, W Ramírez, S Sánchez. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos y Forrajes* 35(2): 125-138.

- García Y, W Ramírez, S Sánchez. 2014. Efecto de diferentes usos de la tierra en la composición y la abundancia de la macrofauna edáfica, en la provincia de Matanzas. *Pastos y Forrajes* 37(3): 313-321.
- Gerlach J, M Samways, J Pryke. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17: 831-850.
- Gomes ECF, GT Ribeiro, TMS Souza, L Sousa-Souto. 2014. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology* 61(3): 250-257.
- Gómez DF, MC Godoy, JM Coronel. 2016. Macrofauna edáfica en ecosistemas naturales y agroecosistemas de la Ecoregión Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). *Ciencias del Suelo (Argentina)* 34(1): 43-56.
- Gonçalves M, O Klauberg, MLC Bartz, AL Mafra, JPF Afonso, D Baretta. 2015. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos en sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 39:1544-1553.
- González R, A Herrera. 1983. La macrofauna del suelo del bosque siempreverde estacional de la Sierra del Rosario. (Resultados preliminares). *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología* 10: 1-13.
- González R, R López. 1986. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. 3. Distribución horizontal de la hojarasca y del suelo (cada 10 cm de profundidad). *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática* 33: 1-15.
- González R, R López. 1987. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología* 46: 1-9.
- Granados A, JI Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, DC. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial II* 12: 73-84.
- Hedde M, M Aubert, F Bureau, P Margerie, T Decaëns. 2007. Soil detritivore macro-invertebrate assemblages throughout a managed beech rotation. *Annals of Forest Science* 64: 219–228.
- Hernández G[†], G Cabrera Dávila, I Izquierdo, AA Socarrás, L Hernández, JA Sánchez. 2018. Indicadores edáficos después de la conversión de un pastizal a sistemas agroecológicos. *Pastos y Forrajes* 41(1): 3- 12.
- Hofer H, W Hanagarth, M García, M Martius, E Franklin. 2001. Structure and function of soil fauna communities in Amazonian anthropogenic and natural ecosystems. *European Journal of Soil Biology* 37: 229-235.
- Huerta E, C Kampichler, V Geissen, S Ochoa, B de Jong, S Hernández. 2009. Towards an ecological index for tropical soil quality based on soil macrofauna. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44(8): 1056-1062.
- Huerta E, J Rodríguez, I Evia, E Montejó, M Mondragón, R García. 2008. Relación entre la fertilidad del suelo y su población de macroinvertebrados. *Terra Latinoamericana* 26(2): 171-181.

- Huerta E, H van der Wal. 2012. Soil macroinvertebrates' abundance and diversity in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology* 50: 68-75.
- Jones CG, JH Lawton, M Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Jouquet P, E Blanchart, Y Capowiez. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology* 73: 34-40.
- Kamau S, E Barrios, NK Karanja, FO Ayuke, J Lehmann. 2017. Spatial variation of soil macrofauna and nutrients in tropical agricultural systems influenced by historical charcoal production in South Nandi, Kenya. *Applied Soil Ecology* 119: 286-293.
- Karg, W. 1963. Die edaphischen Acarina in ihren Beziehungen zur Mikroflora und ihren Eignung als Anzeiger für Prozesse der Bodenbildung. *En Doeksen J, J van der Drif eds. Soil Organisms Amsterdam. North-Holland. p. 305-315.*
- Karlen DL, MJ Mausbach, JW Doran, RG Cline, R Harris, GE Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61: 4-10.
- Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research* 24: 93-132.
- Lavelle P, I Barois, E Blanchart, GG Brown, L Brussaard, T Decaens, C Fragoso, JJ Jiménez, K Kajondo, MA Martínez, A Moreno, B Pashanasi, B Senapati, C Villenave. 1998. Las lombrices como recurso en los agrosistemas tropicales. *Naturaleza y Recursos* 34(1): 28-44.
- Lavelle P, M Dangerfield, C Fragoso, V Eschebrenner, D López, B Pashanasi, L Brussaard. 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. *En Woomer PL, MJ Swift eds. The Biological Management of Tropical Soil Fertility. New York. p. 137-170.*
- Lavelle P, T Decaens, M Aubert, S Barot, M Blouin, F Bureau, P Margerie, P Mora, JP Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42(1): 3-15.
- Lavelle P, N Rodríguez, O Arguello, J Bernal, C Botero, P Chaparro, Y Gómez, A Gutiérrez, M Hurtado, S Loaiza, SX Pullido, E Rodríguez, C Sanabria, E Velásquez, SJ Fonte. 2014. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185: 106-117.
- Lavelle P, B Senapati, E Barros. 2003. Soil Macrofauna. *En Schroth G, FL Sinclair eds. Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods. CABF Publishing. UK. p. 303-323.*
- Lavelle P, A Spain. 2001. *Soil Ecology*. Dordrecht. Kluwer Academy Publishers. 654 p.
- Lawton JH, DE Bignell, B Bolton, GF Bloemers, P Eggleton, PM Hammond, M Hodda, RD Holt, TB Larsen, NA Mawdsley, NE Stork, DS Srivastava, AD Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391: 72-76.

- Liao M, XM Xiao. 2007. Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 21-223.
- Lietti M, JC Gamundi, G Montero, A Molinari, V Bulacio. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18: 71-87.
- Lok S. 2010. Indicadores de sostenibilidad para el estudio de pastizales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 44(4): 333-344.
- Lok S, G Crespo, V Torres, T Ruiz, S Fraga, A Noda. 2011. Determinación y selección de indicadores en un pastizal basado en la mezcla múltiple de leguminosas rastreras con vacunos en ceba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 45(1): 59-71.
- López-Vigoa O, T Sánchez, JM Iglesias, L Lamela, M Soca, J Arece, M Milera. 2017. Los sistemas silvopastoriles como alternativa para la producción animal sostenible en el contexto actual de la ganadería tropical. *Pastos y Forrajes* 40(2): 83-95.
- Machado D, M Gervasio, ME Fernández, A Ribeiro, CEG Menezes. 2015. Fauna edáfica na dinâmica sucesional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do Rio Paraíba do Sul-RJ. *Ciência Florestal* 25(1): 91-106.
- Marichal R, M Grimaldi, A Feijoo, J Oszwald, C Praxedes, D Ruiz, M Hurtado, T Desjardins, ML da Silva, L Gonzaga, I Souza, M Nascimento, GG Brown, S Tsélouiko, M Bonifacio, T Decaëns, E Velásquez, P Lavelle. 2014. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology* 83: 177-185.
- Martínez E, JP Fuentes, E Acevedo. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 8(1): 68-96.
- Martínez MA, M Rodríguez. 1991. Evaluación ecológica preliminar de las poblaciones de oligoquetos (Annelida: Oligochaeta) en dos ecosistemas de Sierra del Rosario, Cuba. *Revista Biología* 5(1): 9-17.
- Martínez MA, JA Sánchez. 2000. Comunidades de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta) en un bosque siempreverde y un pastizal de Sierra del Rosario, Cuba. *Caribbean Journal of Science* 36:94-103.
- Masin CE, MS Cruz, AR Rodríguez, MJ Demonte, LA Vuitot, MI Maitre, JL Godoy, MS Almada. 2017. Macrofauna edáfica asociada a diferentes ambientes de un vivero forestal (Santa Fe, Argentina). *Ciencia del Suelo (Argentina)* 35(1): 21-33.
- Mateos E. 1992. Colémbolos (Collembola: Insecta) edáficos de encinares de la Serra de l'Ova y de la Serra de Prades (Sierra prelitoral catalana). Efecto de los incendios forestales sobre estos artrópodos. Tesis de doctorado. España. Universidad de Barcelona.
- Mathieu J, M Grimaldi, P Jouquet, C Rouland, P Lavelle, T Desjardins, JP Rossi. 2009. Spatial patterns of grasses influence soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 586-593.

- Matienzo Y, J Alfonso, LL Vázquez, R De la Masa, M Matamoros, Y Díaz, T Torres, A Porras. 2015. Diversidad de grupos funcionales de la fauna edáfica y su relación con el diseño y manejo de tres sistemas de cultivos. *Fitosanidad* 19(1): 45-55.
- McGeoch MA. 2007. Insects and bioindication: theory and progress. *En* Stewart AJA, TR New, Lewis OT eds. Insect conservation biology. Proceedings of the royal entomological society's 23rd symposium. Wallingford. CAB International. p. 144-174.
- McGeoch MA, BJ van Rensburg, A Botes. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39: 661-672.
- Mendes SM, N Ruiz, H Freitas, P Lavelle, JP Sousa. 2008. Bioindicators and biological indexes of soil quality. Improving the application of IBQS index in assessing effects of management practices on Mediterranean areas using soil epigeal macrofauna. *En* GG Brown, KD Sautter, R Marques, A Pasini eds. Biodiversity, conservation and sustainable management of soil animal: abstracts. International Colloquium on soil Zoology. Curitiba.
- Menezes CEG, MEF Correia, MG Pereira, I Batista, KM Rodrigues, WH Couto, LHC Anjos, IP Oliveira. 2009. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33: 1647-1656.
- Mesa-Pérez MA, M Echemendía, R Valdés, S Sánchez, F Guridi. 2016. La macrofauna edáfica, indicadora de contaminación por metales pesados en suelos ganaderos de Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 39(3):116-124.
- Navarrete A, G Vela-Correa, J López Blanco, ML Rodríguez-Gamiño. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores del suelo. *ContactoS* 80:29-37.
- Negrete-Yankelevich S, C Fragoso, AC Newton, OW Heal. 2007. Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican Cloud Forest. *Applied Soil Ecology* 35: 340-355.
- Nogales-Vargas R. 2009. Los indicadores biológicos como marcadores para evaluar la calidad de los suelos y la biotransformación de residuos orgánicos. *En* Memorias de XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Costa Rica.
- Nogueira-Cardoso EJB, RL Figueiredo, D Bini, MY Horta, C Alcantara, PR Lopes, A Monteiro, A Shigueyoshi, J de Moraes, MA Nogueira. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. *Scientia Agricola* 70(4): 274-289.
- Noguera-Talavera A, N Reyes-Sánchez, B Mendieta-Araica, M Salgado-Duarte. 2017. Macrofauna edáfica como indicador de conversión agroecológica de un sistema productivo de Moringa oleifera Lam. en Nicaragua. *Pastos y Forrajes* 40(4): 265-275.
- Paoletti MG, M Hassall. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 157-165.
- Pashanasi B. 2001. Estudio cuantitativo de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica* 12(1-2):75-97.

Pauli N, E Barrios, AJ Conacher, T Oberthür. 2011. Soil macrofauna in agricultural landscapes dominated by the Quesungual Slash-and-Mulch Agroforestry System, western Honduras. *Applied Soil Ecology* 47: 119-132.

Pereira JM, JC Segat, D Baretta, R Leandro, RLF Vasconcellos, CRDM Baretta, EJB Nogueira Cardoso. 2017. Soil Macrofauna as a Soil Quality Indicator in Native and replanted *Araucaria angustifolia* Forests. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 41: 1-15.

Pinzón S, GX Rousseau, A Rocha, D Celentano, ML Correa, H Braun. 2014. La macrofauna del suelo como indicadora de degradación de bosques ribereños en la amazonia oriental brasilera. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 114(1): 49-60.

Prieto D, M Reinés, M Díaz, V González, T Tcherva, C Rodríguez. 2003. Caracterización de la biodiversidad de la fauna edáfica cubana. (Informe final de Proyecto, Facultad de Biología, Universidad de La Habana, Cuba).

Prieto D, C Rodríguez. 1996. Índices de agregación de los invertebrados de la hojarasca en un bosque siempreverde de la Reserva de la Biosfera de la Sierra del Rosario, Pinar del Río, Cuba. Análisis comparativo. *Revista Biología* 10: 27-35.

Rodríguez C. 2000. Comunidades de lombrices de tierra en ecosistemas con diferente grado de perturbación. *Revista Biología* 14(2):147-155.

Rodríguez I, G Crespo. 1999. Comportamiento de la macrofauna del suelo bajo diferentes sistemas de pastoreo. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 33:437

Rodríguez I, G Crespo, A Morales, B Calero, S Fraga. 2011. Comportamiento de los indicadores biológicos del suelo en unidades lecheras. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 45(2): 187-193.

Rodríguez I, G Crespo, C Rodríguez, E Castillo, S Fraga. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con leucaena para la ceba de toros. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 36(2): 181-186.

Rodríguez I, G Crespo, V Torres, B Calero, A Morales, L Otero, L Hernández, S Fraga, B Santillán. 2008. Evaluación integral del complejo suelo-planta en una unidad lechera, con silvopastoreo, en la provincia La Habana, Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 42(4): 403-410.

Rossi JP, E Blanchart. 2005. Seasonal and land-use induced variations of soil macrofauna composition in the Western Ghats, southern India. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1093-1104.

Rousseau GX, PR dos Santos, CJ Reis. 2010. Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from eastern Brazilian Amazonia. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 2: 117-134.

Rousseau L, SJ Fonte, OTéllez, R van der Hoekc, P Lavelle. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators* 27: 71-82.

Ruiz N. 2004. Mise au point d'un système de bioindication de la qualité du sol base sur l'étude des peuplements de macro-invertébrés. Tesis de doctorado. Francia. Universidad de París. 270 p.

- Ruiz N, J Mathieu, L Célini, C Rollard, G Hommay, E Iorio, P Lavelle. 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 2032-2045.
- Salamon JA, A Zaitsev, S Gärtner, V Wolters. 2008. Soil macrofaunal response to forest conversion from pure coniferous stands into semi-natural montane forests. *Applied Soil Ecology* 40: 491-498.
- Sánchez S, G Crespo. 2004. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas puras o intercaladas con leucaena. *Pastos y Forrajes* 27(4): 347-353.
- Sánchez S, G Crespo, M Hernández. 2009. Descomposición de la hojarasca en un sistema silvopastoril de *Panicum máximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit cv. Cunningham. III. Influencia de la densidad y diversidad de la macrofauna asociada. *Pastos y Forrajes* 32(3): 1-11.
- Sánchez S, M Milera, M Hernández, G Crespo, L Simón. 2008. La macrofauna y su importancia en los sistemas de producción ganaderos. Parte III. Reciclaje de nutrientes y papel de la fauna asociada. En M Milera ed. André Voisin: Experiencia y aplicación de su obra en Cuba. La Habana. p. 316-327.
- Santos DP, TR Schossler, IL dos Santos, N Batista, G Guimarães. 2017. Soil macrofauna in a Cerrado/Caatinga ecotone under different crops in Southwestern Piauí State, Brazil. *Ciência Rural* 47(10): 1-9.
- Schmidt FA, CR Ribas, JH Schoederer. 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery?. Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators* 24: 158-166.
- Serrano A. 2010. Estructura y dinámica de la comunidad de macroinvertebrados edáficos en dos formaciones vegetales de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. Tesis de maestría. Cuba. Universidad de La Habana. 75 p.
- Silva RA, GM Siqueira, MK Lima, O Guedes, ÉF de França. 2018. Spatial Variability of Soil Fauna Under Different Land Use and Managements. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. DOI: 10.1590/18069657rbc20170121.
- Socarrás AA. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes* 36(1): 5-13.
- Socarrás AA, I Izquierdo. 2014. Evaluación de sistemas agroecológicos mediante indicadores biológicos de la calidad del suelo: mesofauna edáfica. *Pastos y Forrajes* 37(1): 47-54.
- Socarrás AA, I Izquierdo. 2016. I. Variación de los componentes de la mesofauna edáfica en una finca con manejo agroecológico. *Pastos y Forrajes* 39(1): 41-48.
- Socarrás AA, N Robaina. 2011. Caracterización de la mesofauna edáfica bajo diferentes usos de la tierra en suelo Ferralítico Rojo de Mayabeque y Artemisa. *Pastos y Forrajes* 34(2): 185-198.
- Socarrás AA, ME Rodríguez. 2005. Variación de la mesofauna en la recultivación de áreas devastadas por la minería, Moa, Holguín. *Poeyana* 493: 30-35.

- Socarrás AA, ME Rodríguez. 2007. Evaluación de la mesofauna del suelo en áreas rehabilitadas con casuarina y marañón de la zona minera de Moa. *Centro Agrícola* 34(2): 69-74.
- Souza ST, PC Cassol, D Baretta, MLC Bartz, O Klauberg, AL Mafra, M Gonçalves. 2016. Abundance and diversity of soil macrofauna in native forest, eucalyptus plantations, perennial pasture, integrated crop-livestock, and no-tillage cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 40: 1-13.
- Steinwandter M, BCS Steiner, GUH Seeber, FM Steiner, J Seeber. 2017. Effects of Alpine land- use changes: Soil macrofauna community revisited. *Ecology and Evolution* 7: 5389-5399.
- Swift MJ, DE Bignell, FMS Moreira, EJ Huising. 2012. Capítulo 1. El inventario de la biodiversidad biológica del suelo: conceptos y guía general. En Moreira FMS, EJ Huising, DE Bignell eds. Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo. México. Instituto Nacional de Ecología. p. 29-52.
- Tapia-Coral SC, F Luizão, E Barros, B Pashanasi, D del Castillo. 2002. Macrofauna do solo em sistemas agrofloretais na Amazônia peruana. En Congresso Brasileiro de Sistemas Agrofloretais.
- Tapia-Coral SC, LA Teixeira, E Velásquez, F Waldez. 2016. Macroinvertebrados del suelo y sus aportes a los servicios ecosistémicos, una visión de su importancia y comportamiento. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 8(Supl): 260-267.
- Tsukamoto J, J Sabang. 2005. Soil macro-fauna in an *Acacia mangium* plantation in comparison to that in a primary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia. *Pedobiología* 49: 69-80.
- Uribe S, E Huerta, V Geissen, M Mendoza, R Godoy, J Aarón. 2012. *Pontoscolex corethrurus* (Annelida: Oligochaeta) indicador de la calidad del suelo en sitios de *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) con manejo tumba y quema. *Revista de Biología Tropical* 60(4): 1543-1552.
- Uribe-Hernández R, CH Juárez, MA Montes de Oca, JG Palacios-Vargas, L Cutz, BE Mejía. 2010. Colémbolos (Hexapoda) como bioindicadores de la calidad de suelos contaminados con hidrocarburos en el sureste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 153- 162.
- Vasconcellos RLF, JC Segat, JA Bonfima, D Baretta, EJBN Cardoso. 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology* 58: 105-112.
- Vega AM, RS Herrera, GA Rodríguez, S Sánchez, L Lamela, AA Santana. 2014. Evaluación de la macrofauna edáfica en un sistema silvopastoril en el Valle del Cauto, Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 48(2): 189-193.
- Velásquez E. 2004. Bioindicadores de calidad de suelo basados en poblaciones de macrofauna y su relación con características funcionales del suelo. Tesis de doctorado. Palmira. Universidad Nacional de Colombia. 181 p.
- Velásquez E, SJ Fonte, S Barot, M Grimaldi, T Desjardins, P Lavelle. 2012. Soil macrofauna mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. *Applied Soil Ecology* 56: 43-50.

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

Wodika BR, SG Baer. 2015. If we build it, will they colonize?. A test of the field of dreams paradigm with soil macroinvertebrate communities. *Applied Soil Ecology* 91: 80-89.

Zerbino MS, N Altier, A Morón, C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* XII(1): 44-55.

Caracterización de los sistemas de estudio y Metodología general

Fotografía: A. Gamboa Valerino



Escarabajo larva

Coleoptera: Scarabaeidae



Hormiga

Formicidae:

Paratrechina fulva



Cucaracha

Blaberidae:

Pycnoscelus surinamensis



Tijereta

Dermaptera:

Forficulidae



Termitas

Termitidae:

Nasutitermes rippertii

Los sistemas de uso de la tierra de bosques primarios se localizaron en la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario en la provincia Artemisa, específicamente en la Reserva Ecológica El Salón, cuya extensión es de 200 ha. Los dos bosques primarios pertenecientes a los sitios Helechal y Vallecito dentro de El Salón (Fig. 2.1), respondieron a la vegetación de bosque siempreverde medio, se ubicaron a una altura aproximada de 450 m snm y tuvieron un buen estado de conservación. Entre las especies arbóreas que dominaron en este tipo de ecosistema se encontraron: *Calophyllum antillanum* Britton, *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch., *Matayba oppositifolia* (A. Rich.) Britton, *Sideroxylon foetidissimum* Jacq., *Prunus occidentalis* Sw., *P. myrtifolia* (L.) Urb., *Oxandra lanceolata* (Sw.) Baill., *Pseudolmedia spuria* (Sw.) Griseb., *Trophis racemosa* (L.) Urb., *Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell (Herrera *et al.*, 1988) (Fig. 2.2A).

Los bosques secundarios estuvieron ubicados en la provincia Mayabeque, en particular en Managua y Nazareno dentro del municipio San José de las Lajas y en Madruga (Fig. 2.1), los cuales tuvieron extensiones entre 2 y 5 ha. Los tres bosques secundarios escogidos fueron de regeneración natural, tuvieron de 40 a 120 años de edad y características de vegetación semidecidua, con la presencia también de árboles frutales y maderables. Las principales especies de árboles, propias de la vegetación descrita fueron: *Chrysophyllum cainito* L., *Delonix regia* (Boj. ex Hooker) Raf., *Roystonea regia* (Kunth) O.F. Cook, *Cordia gerascanthus* L., *Calophyllum inophyllum* L., *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Tectona grandis* L. fil., *Swietenia mahagoni* (L.) Jacq., *Cedrela odorata* L., *Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell (Fig. 2.2B).

Los sistemas agroforestales se situaron en las provincias Artemisa y Mayabeque, en específico en la localidad de Niña Bonita en Cangrejeras y en el Instituto de Ciencia Animal en San José de las Lajas (Fig. 2.1), los que tuvieron un tiempo de establecimiento entre 15 y 20 años y ocuparon áreas de aproximadamente 3 ha. Consistieron en dos sistemas silvopastoriles destinados a proporcionar sombra al ganado en pastoreo, con la asociación de la leguminosa arbórea *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (densidad de 9014 plantas ha⁻¹ y altura media de 3 m) y la gramínea *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs (representando aprox. 75% de la composición botánica), con pastoreo vacuno y carga animal media de 2,8 UGM ha⁻¹ (Fig. 2.2C).

Los pastizales se ubicaron entre Artemisa y Mayabeque, en los municipios Güira de Melena y San José de las Lajas, en este último, dentro de unidades ganaderas correspondientes al Instituto de Ciencia Animal y Distrito Guayabal (Fig. 2.1). Se trataron de tres pastizales naturalizados, en explotación por más de 15 años y con una extensión máxima de 12 ha, dominados en su totalidad por los pastos: *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs, *Cynodon nlemfuensis* Vanderhyst y *Cynodon dactylon* (L.) Pers. También, como en los sistemas silvopastoriles, hubo pastoreo vacuno, con una carga animal media de 2,8 UGM ha⁻¹ (Fig. 2.2D).

En el caso de los cañaverales se seleccionaron tres sistemas dentro de Artemisa y Mayabeque, en los municipios Güira de Melena, San Nicolás de Bari y Madruga (Fig. 2.1), con extensiones de hasta 22 ha. Estas áreas de caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) estuvieron sometidas a más de 20 años de explotación y fueron sembradas con las variedades: C 86-12, C 86-56, C 323-68 y CP 52-43. Tuvieron fertilización química con normas altas y aplicaciones antes de la siembra de las diferentes variedades: 50-60 kg ha⁻¹ año⁻¹ de urea (N), de 20-83 kg ha⁻¹ año⁻¹ de K₂O y de 25 kg ha⁻¹ año⁻¹ de P₂O₅, así como riego mediante el sistema de aspersion eléctrica o por gravedad (Fig. 2.2E).

Los cultivos varios, como los cañaverales, se escogieron en Artemisa y Mayabeque, en los municipios Guira de Melena, Batabanó y Guines (Fig. 2.1). Fueron tres sitios con alrededor de 50 ha de extensión superficial y dedicados a la agricultura por más de 10 años. En estos

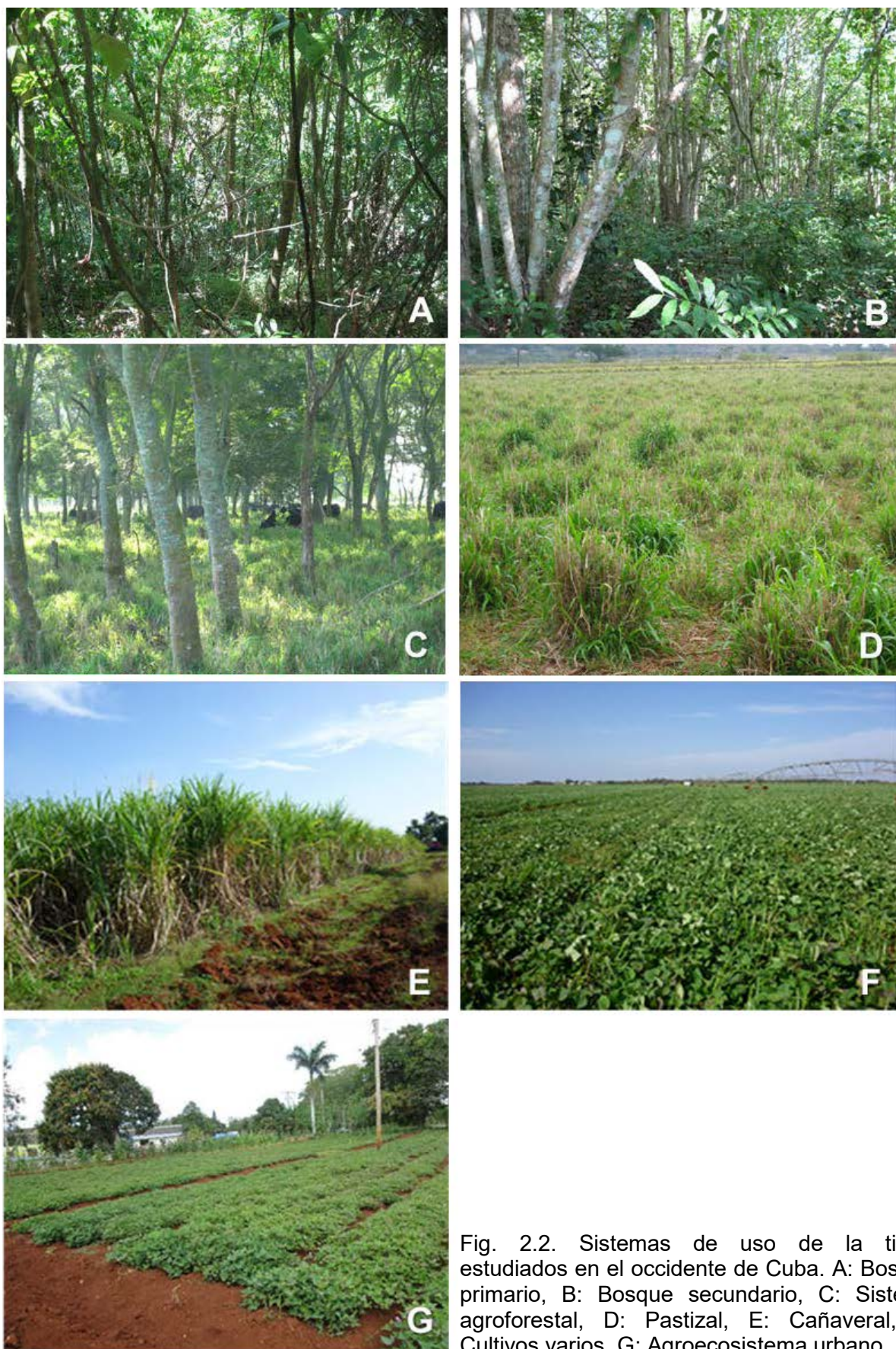


Fig. 2.2. Sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. A: Bosque primario, B: Bosque secundario, C: Sistema agroforestal, D: Pastizal, E: Cañaveral, F: Cultivos varios, G: Agroecosistema urbano.

sistemas agrícolas el cultivo principal fue la papa (*Solanum tuberosum* L.), en constante rotación con otros cultivos (*Ipomoea batatas* (L.) Lam., *Colocasia esculenta* (L.) Schott, *Phaseolus vulgaris* L., *Zea mays* L., *Cucurbita moschata* (Duch. ex Lam.) Duch. ex Poir, *Manihot esculenta* (L.) Crantz). Sufrieron una intensa preparación del suelo a través de maquinaria pesada; además, del suministro de fertilizantes químicos con normas altas y con 3 a 4 aplicaciones entre cosechas: 1 490 kg ha⁻¹ año⁻¹ de NPK y 224-298 kg ha⁻¹ año⁻¹ de urea, y un sistema eléctrico de riego por aspersión (Fig. 2.2F).

Los agroecosistemas urbanos pertenecieron al movimiento de Agricultura Urbana desarrollado en el Municipio Boyeros en La Habana, ubicados en las Instituciones Villena Revolución y Álvaro Barba (Fig. 2.1), con una superficie aproximada de 1 ha y destinadas a autoconsumo agrícola por más de 10 años. Consistieron en dos huertos intensivos que al momento del muestreo estuvieron bajo el cultivo de una hortaliza de hoja (*Brassica rapa* L.), en constante rotación y asociación con otros cultivos (*Abelmoschus sculentus* L., *Zea mays* L., *Allium fistulosum* L., *Capsicum annuum* L., *Cucumis sativus* L., *Raphanus sativus* L.). En estos sistemas la fertilización fue orgánica, mediante estiércol vacuno y lombricompost, libre de productos químicos. La aplicación se realizó de forma localizada y con un grosor de 2 cm, y en ocasiones también se utilizaron coberturas muertas. El riego fue localizado por microjet, y presentó dificultad (Fig. 2.2G).

Para la descripción de los datos climáticos en las áreas estudiadas, se establecieron cuatro zonas geográficas que agruparon los diferentes sitios o réplicas de los sistemas de uso de suelo, las cuales fueron: 1. El Salón, representada por el sistema de uso Bp en Helechal y Vallecito, 2. Llanura Roja de Artemisa, representada por los sistemas Sa en Niña Bonita y P, C y Cv en Güira de Melena, 3. Llanura Roja de Mayabeque, representada por Bs, Sa, P, C, Cv en Batabanó, San José de las Lajas, Güines, Madruga y San Nicolás de Bari, 4. Boyeros, representada por el sistema Au en Villena Revolución y Álvaro Barba (Fig.2.3). Los datos que se refieren de temperatura y precipitaciones para El Salón constituyen el comportamiento histórico de estas variables, medidos de 1970 a 1987 (Herrera *et al.*, 1988). Para las restantes zonas, estos datos se obtuvieron a partir de las láminas históricas de lluvia publicadas para los distintos municipios de todas las provincias del país (Aspiolea, 2006) y de la Sección de Medio Ambiente del Anuario Estadístico de Cuba, correspondientes a los años 2009 y 2013, cuando se efectuaron los muestreos (ONEI, 2009, 2013). La temperatura media anual fue de 24,4 °C para El Salón, 24,2 °C para Artemisa, 24,3 °C para Mayabeque y 25,4 °C para Boyeros. El acumulado medio anual de precipitaciones arrojó un valor muy superior en El Salón, de 2014 mm; mientras que en las restantes zonas fueron menores, de 1327,0 mm en Artemisa, de 1400,6 mm en Mayabeque y de 1448,0 mm en Boyeros. La distribución mensual de las lluvias también reveló los mayores valores en los meses lluviosos de junio y septiembre y los menores en los meses poco lluviosos de marzo y diciembre, para todas las zonas de estudio (Fig. 2.3).

Casi todos los sistemas de uso de la tierra se estudiaron bajo suelo Ferralítico Rojo (FRR) y solo el sistema de bosque primario tuvo otro tipo, que fue Fersialítico Amarillento (Frs A), pero a pesar de esta diferencia se tomó como sistema de referencia de alta conservación. Los restantes sistemas se escogieron bajo el mismo suelo (FRR), con el fin de evaluar exclusivamente el efecto de los diferentes usos y prácticas de manejo. Entre los aspectos que contribuyeron en dicha selección estuvieron la extensión que tienen los suelos FRR en el occidente de Cuba, sobre todo en las provincias Artemisa y Mayabeque donde ocupan alrededor del 70%, la intensa explotación agrícola y pecuaria a la que están sometidos para la producción de alimentos, y la pérdida de fertilidad que sufren por tal motivo (Hernández *et al.*, 2006; López *et al.*, 2006). La nomenclatura referida de los distintos tipos de suelo se corresponde con la nueva clasificación recién publicada para Cuba (Hernández *et al.*, 2015).

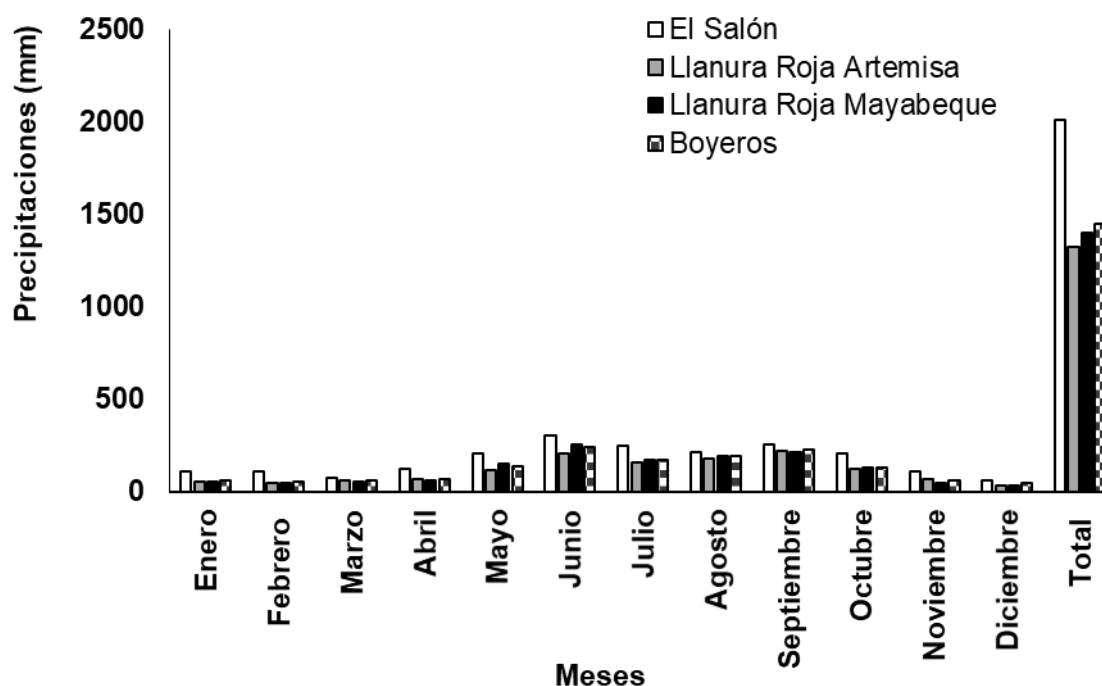


Fig. 2.3. Acumulado mensual y anual de Precipitaciones en las diferentes zonas de estudio del occidente de Cuba.

En la tabla 2.1 se muestran algunas características físicas y químicas de los suelos bajo los diferentes sistemas de uso y manejos. Las propiedades edáficas se determinaron en el Instituto de Suelos y en el Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas (INCA), a partir de muestras compuestas que se tomaron hasta la profundidad de 20 cm. El pH se estimó por potenciometría, la humedad por gravimetría, la densidad aparente según el método de Kaurichev, la materia orgánica según Walkley-Black, el fósforo de acuerdo con Oniani, y el calcio y el magnesio según Masslova (Luis y Martín, 2003; Paneque *et al.*, 2009). Para los bosques primarios, estas características se obtuvieron de los trabajos de Herrera *et al.* (1988) y Sánchez *et al.* (2012). La caracterización exhibió mejores condiciones edáficas de humedad, materia orgánica, densidad aparente y nutrientes (esencialmente de calcio) en los bosques primarios y secundarios y en los sistemas agroforestales, con relación a los restantes sistemas de pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos, que manifestaron menores valores en la mayoría de estas variables (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Propiedades físicas y químicas del suelo en los diferentes sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios, Au: Agroecosistemas urbanos.

Sistemas	pH	Da	Humedad	MO	P	Ca	Mg
	(H ₂ O)	(mg/m ³)	(%)			(mg/Kg)	
Bp	6,85	1,00	37,00	7,85	22,5	8251,00	297,00
Bs	6,06	1,04	38,88	4,56	256,66	4101,52	551,25
Sa	7,00	1,01	36,53	4,77	156,70	4124,70	733,55
P	6,09	1,11	36,00	4,12	213,66	2752,16	557,33
C	6,38	1,19	30,66	3,11	47,16	2311,28	660,69
Cv	7,21	1,13	33,49	3,19	259,33	3006,00	609,21
Au	7,96	1,16	28,25	3,53	424,50	3707,40	395,20

Da: Densidad aparente, MO: Materia orgánica, P: Fósforo, Ca: Calcio, Mg: Magnesio

2.2. Muestreo y Procesamiento de la macrofauna edáfica

El muestreo de la macrofauna edáfica se realizó en casi todos los sistemas de uso de la tierra dentro del período lluvioso, de los años 2009 y 2013. En el año 2009 se efectuó en uno de los sitios de bosques primarios (Helechal), en los bosques secundarios, pastizales, cañaverales y cultivos varios, y en 2013 en los sistemas agroforestales y agroecosistemas urbanos. Solamente en el sitio Vallecito de bosque primario, se muestreó en el período poco lluvioso (marzo de 2011); pero de acuerdo con Hernández y Rodríguez (2000) en este tipo de ecosistema de bosque siempreverde, el período seco se caracteriza por condiciones de humedad edáfica que no limitan y en ocasiones favorecen la actividad biológica del suelo, razón por la cual este sitio no se excluyó del estudio. Según Huisling *et al.* (2012) la temporada de lluvias resulta el momento óptimo de muestreo, ya que la actividad de los organismos edáficos se encuentra en los niveles más altos.

Para la recolección de la macrofauna se siguió la metodología estándar del Programa Internacional de Biología y Fertilidad del Suelo Tropical (TSBF, siglas en inglés) (Anderson e Ingram, 1993; Bignell *et al.*, 2012), mediante el estudio de monolitos de suelo de 25 x 25 x 30 cm y la extracción de la fauna manualmente *in situ*. En la mayoría de los sitios por sistemas de uso estudiado se exploraron ocho monolitos, aunque en los sistemas agroforestales y en los agroecosistemas urbanos se extrajeron solo seis monolitos por sitio, para no dañar la masa animal en pastoreo y los cultivos. El procesamiento, por tanto, de los siete sistemas de uso de la tierra en conjunto, se realizó en base a seis monolitos por réplica de sistema de uso; lo que sumó 12 monolitos procesados en los sistemas de bosques primarios, sistemas agroforestales y agroecosistemas urbanos y 18 en bosques secundarios, pastizales, cañaverales y cultivos varios (Capítulo 6). En todos los sistemas la recolecta de la macrofauna se realizó desde la superficie del suelo, incluyendo la hojarasca, hasta los 30 cm de profundidad; excepto en los bosques primarios donde fue posible llegar hasta los 20 cm ya que fueron suelos poco profundos (Herrera *et al.*, 1988). No obstante, esto no repercutió en el análisis de este sistema con respecto a los restantes, ya que en los bosques durante el período estacional lluvioso la distribución vertical de la fauna edáfica es inversamente proporcional a la profundidad, existiendo una marcada tendencia a que las comunidades se establezcan en los primeros 5 cm del suelo, debido a que en este estrato existen grandes reservas, así como una mayor calidad y digestibilidad de la materia orgánica (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007).

En cada sitio o réplica de sistema de uso de suelo, se trazaron por lo general entre tres y cuatro transectos paralelos, separados entre sí en 50 m, y de donde se extrajeron dos monolitos distanciados entre 20 y 50 m (Lavelle *et al.*, 2003). Los transectos se delimitaron hacia el centro de cada sitio, evitando el efecto de borde y se trabajó un área representativa entre 2 y 3 ha por sitio. Según las características descritas, el muestreo respondió a un diseño estratificado (cada sitio o réplica por sistema de uso constituyó un estrato) y sistemático (las muestras o monolitos se ubicaron a una distancia fija entre sí, donde la primera muestra se determinó al azar, y tuvieron un tiempo de exploración determinado, de alrededor de 45 min) (Huisling *et al.*, 2012, Cabrera Dávila *et al.*, 2017).

La identificación de la macrofauna se realizó hasta nivel de orden y familia principalmente, aunque en algunos grupos fue posible llegar hasta el nivel taxonómico de especie. Se revisaron los trabajos de Borror y DeLong (1976), Matic *et al.* (1977), Sims (1980), Pérez-Asso (1995, 1996, 1998), Hoffman *et al.* (1996), Rodríguez (1999), Sánchez Ruiz (2001), Brusca y Brusca (2003) y Espinosa y Ortea (2009). También se verificó la colección zoológica de la Academia de Ciencias de Cuba (CZACC) depositada en el Instituto de Ecología y Sistemática (IES), y se consultaron varios especialistas cubanos que colaboraron en la identificación de ejemplares pertenecientes a varios táxones de la macrofauna del suelo. La clasificación taxonómica y también funcional de la macrofauna enunciada en los

capítulos 3 y 4 tuvieron pequeños reajustes, que posteriormente se reflejaron en los capítulos 5, 6 y Anexo 1; pero ello no afectó la tendencia de resultados expresada desde el inicio, al evaluar el efecto de los diferentes sistemas de uso de la tierra sobre la macrofauna. Los cambios fundamentales incluyeron la eliminación de grupos como Diplura, Orthoptera, Pseudoscorpionida y Schizomida del análisis final de la composición, riqueza y abundancia de táxones (Capítulos 5, 6 y Anexo 1), porque fueron organismos muy raros, que generalmente no se capturan mediante la metodología descrita; así como la rectificación de la familia de lombriz de tierra Megascolecidae (Capítulo 6) a Moniligastridae (Capítulo 5, Anexo 1), para los bosques primarios.

La caracterización ecológica se llevó a cabo a nivel de familia e involucró, la determinación de la densidad (número de individuos expresado en ind.m⁻²), la biomasa (peso de individuos expresado en gm⁻²) y la composición funcional de la macrofauna edáfica (detritívoros, herbívoros, depredadores, omnívoros e ingenieros del suelo) (Jones *et al.*, 1994; Zerbino *et al.*, 2008; Swift *et al.*, 2012) (Capítulos 3, 4, 5 y 6). La biomasa se incluyó en el análisis de estas comunidades (Capítulos 3 y 4) ya que según Barbault (1992) y Bignell *et al.* (2012), esta variable denota con mayor exactitud la influencia que un determinado grupo puede ejercer sobre la transformación de las propiedades físicas y químicas de un suelo. Sin embargo, en trabajos sucesivos solo se estimó el número de individuos (densidad: Capítulo 5, abundancia: Capítulo 6), por ser de fácil medición y más práctico que la biomasa, para proponer indicadores del impacto del uso y calidad del suelo. Además, se hallaron la riqueza observada y estimada (utilizando el estimador no paramétrico Bootstrap, según el programa EstimateS 8.2.0), la diversidad (a través del índice de diversidad de Shannon-Wiener), y las curvas de rango/abundancia para la interpretación de la dominancia-diversidad de estas comunidades en los sistemas estudiados (Magurran, 2004) (Capítulos 5 y 6).

Otras evaluaciones realizadas, también a nivel de familia, para complementar los principales resultados de tesis, incluyeron el cálculo del coeficiente comunitario como índice de similitud cualitativa entre los sistemas de uso de la tierra (valor 0: mínima similitud en la presencia de táxones entre los diferentes sistemas de uso, valor 1: máxima similitud) (Feinsinger, 2004) (Anexo 2); el análisis de agrupamiento o cluster de estos sistemas de uso para conocer su efecto sobre la riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica, con el empleo del método de ligamiento promedio no ponderado (UPGMA) y la medida de similitud de Distancia Euclidiana (realizado con el programa PAST 3.15; Hammer, 1999-2017) (Anexo 3); y la determinación del índice biótico de calidad del suelo o IBQS, junto con las familias indicadoras o características dentro de cada sistema, esto último definido a través del método IndVal (Dufrêne y Legendre, 1997) (Anexo 4). Para el cálculo del IBQS de un hábitat, se utilizaron los táxones indicadores de ese sitio, considerados como tal cuando el valor indicador fue mayor de 50%, y se tuvo en cuenta tanto la abundancia como el valor IndVal de esos táxones (Ruiz *et al.*, 2011). Cuando no se obtuvo taxon mayor de 50 %, se escogió el de mayor valor IndVal. Los valores más altos de IBQS indicaron buena calidad del suelo y los más bajos, los sistemas con menor calidad (Anexo 4). El coeficiente comunitario (CC, equivalente al índice de similitud de Sorensen), el valor IndVal e IBQS se hallaron mediante las distintas fórmulas propuestas por Feinsinger (2004), Dufrêne y Legendre (1997) y Ruiz *et al.* (2011), respectivamente.

CC = $2c / (a + b)$, donde:

a: número total de especies en una muestra

b: número total de especies en otra muestra

c: número de especies compartidas entre las dos muestras.

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Especificidad (A_{ij}) = $N \text{ individuos}_{ij} / N \text{ individuos}_i$, donde:

$N \text{ individuos}_{ij}$: número medio de individuos del taxon i con relación a todos los sitios de un mismo hábitat j

$N \text{ individuos}_i$: suma del número medio de individuos del taxon i de todos los hábitats estudiados.

Fidelidad (B_{ij}) = $N \text{ sitios}_{ij} / N \text{ sitios}_j$, donde:

$N \text{ sitios}_{ij}$: número de sitios del hábitat j donde apareció el taxon i

$N \text{ sitios}_j$: número total de sitios estudiados del hábitat j .

$$\text{IBQS} = \sum_{i=1}^n [\ln(D_i+1) / N / \ln(D_i+1)_{\max}] \times S_i, \text{ donde:}$$

D_i : abundancia total del taxon indicador i en un hábitat

$D_{i_{\max}}$: abundancia total del taxon indicador i con la máxima abundancia

N : número total de muestras o hábitats analizados

S_i : valor IndVal del taxon indicador i en el hábitat.

Desde el punto de vista estadístico, se aplicaron las pruebas no paramétricas de Kruskal Wallis (Capítulos 3 y 4), Permanova (Capítulo 5) y Anosim (Capítulo 6), con el fin de comprobar las posibles diferencias de la macrofauna entre los sistemas de uso de suelo. Se emplearon estas pruebas, ya que los datos no cumplieron las premisas paramétricas de normalidad y homogeneidad de varianza, por la distribución espacial fuertemente agregada de la macrofauna en el suelo (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012). Para todos los análisis se utilizó el paquete estadístico PAST, versiones 1.75 y 3.15 (Hammer, 1999-2017).

Casi todos los resultados de esta tesis se obtuvieron a través de la participación y colaboración en proyectos nacionales de investigación, pertenecientes al Programa Ramal de Protección del Medio Ambiente y el Desarrollo Sostenible Cubano, y al Programa Nacional de Diversidad Biológica: "Causas de la degradación de la estructura de los suelos Ferralíticos Rojos de la Llanura Roja de la Habana" (2009-2010), "Manejo de *Leucaena leucocephala* para producir leche y carne y recuperar sucesiones naturales" (2011-2015). Los resultados, en particular, sobre los agroecosistemas urbanos, formaron parte de una tesis de maestría en Agricultura Urbana discutida en el año 2017, la cual fue co-dirigida por la autora de esta tesis. Tanto en los proyectos mencionados como en la tesis co-dirigida, las actividades desarrolladas incluyeron el muestreo en campo, la identificación, y el procesamiento y análisis de la macrofauna del suelo.

2.3. Referencias bibliográficas

Anderson JM, JSI Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. Wallingford, UK. CAB International. 221 p.

Aspiolea JL. 2006. Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos. Resolución No. 4/2008. Láminas históricas anuales de lluvias por regiones, provincias y municipios del país. *En* Gaceta Oficial de la República de Cuba No. 004 Extraordinaria de 13 de marzo de 2006. ISSN 1682-7511. p. 73-79.

Barbault R. 1992. *Écologie des Peuplements. Structure, Dynamique et Évolution*. Masson, París. 273 p.

- Bignell DE, R Constantino, C Csuzdi, A Karyanto, S Konaté, J Louzada, F Susilo, J Tondohm, R Zanetti. 2012. Capítulo 3. Macrofauna. *En* Moreira FMS, EJ Huising, DE Bignell eds. Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo. México. Instituto Nacional de Ecología. p. 91-148.
- Borror D, DM DeLong. 1976. An introduction to the study of Insects. New York. 852 p.
- Brusca R, G Brusca. 2003. Invertebrates. Massachusetts, USA. Sinauer Associates. Sunderland. 936 p.
- Cabrera Dávila G, AA Socarrás, E Gutiérrez, T Tcherva, CA Martínez-Muñoz, A Lozada. 2017. Capítulo 14. Fauna del suelo. *En* Mancina CA, DD. Cruz eds. Diversidad Biológica de Cuba. Métodos de Inventario. Monitoreo y Colecciones Biológicas. La Habana, Cuba. AMA. p. 254-283.
- De la Rosa N, S Negrete-Yankelevich. 2012. Distribución espacial de la macrofauna edáfica en bosque mesófilo, bosque secundario y pastizal en la reserva La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 201-215.
- Dufrêne M, P Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3):345-366.
- Espinosa J, J Ortea. 2009. Moluscos terrestres de Cuba. Vasa, Finlandia. UPC Print. 191 p.
- Feinsinger P. 2004. El Diseño de Estudios de Campo para la Conservación de la Biodiversidad. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. FAN. 242 p.
- Hammer Ø. 1999-2017. PAST: PAleontological STatistics. Reference Manual. Version 1.75-3.15. Natural History Museum. University of Oslo. 253 p.
- Hernández A, F Morell, MO Ascanio, Y Borges, M Morales, A Yong. 2006. Cambios globales de los suelos Ferralíticos Rojos Lixiviados (Nitisoles Ródicos Eútricos) de la provincia La Habana. *Cultivos Tropicales* 27(2): 41-50.
- Hernández A, JM Pérez, D Bosch, N Castro. 2015. Clasificación de los suelos de Cuba 2015. Mayabeque, Cuba. INCA. 91p.
- Hernández G, ME Rodríguez. 2000. Asimilabilidad y estado del carbono del suelo inducidos por pérdidas de materia orgánica en un bosque siempreverde de Sierra del Rosario, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 189:34-40
- Herrera RA, L Menéndez, ME Rodríguez, EE García. 1988. Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba. Montevideo, Uruguay. ROSTLAC. 760 p.
- Hoffman PL, SI Golovatch, J Adis, JW de Morais. 1996. Practical keys to the orders and families of millipedes of the Neotropical region (Myriapoda: Diplopoda). *Amazoniana* XIV(1/2): 1-35.
- Huising EJ, R Coe, JE Cares, JN Louzada, R Zanetti, FMS Moreira, FX Susilo, S Konaté, M van Noordwijk, SP Huang. 2012. Capítulo 2. Diseño y Estrategias de muestreo para la evaluación de la biodiversidad del suelo. *En* Moreira FMS, EJ Huising, DE Bignell eds. Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo. México. Instituto Nacional de Ecología. p. 53-90.

- Jones CG, JH Lawton, M Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Lavelle P, B Senapati, E Barros. 2003. Soil Macrofauna. *En* Schroth G, FL Sinclair eds. *Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods*. UK. CABF Publishing. p. 303-323.
- López T, G Cid, F González, G Dueñas, HO Lafontaine, J Sierra. 2006. Predicción de pérdidas de agua y lixiviación de nitratos en suelos Ferralíticos Rojos cultivados bajo riego en el sur de La Habana. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 15(3): 1-6.
- Luis AJ, J Martín. 2003. Manual de Laboratorio. Métodos para el Análisis Físico de los Suelos. Universidad Agraria de la Habana e Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas.
- Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*, 6th ed. Malden. Blackwell Publishing. 200 p.
- Matic Z, ST Negrea, CF Martínez. 1977. Recherches sur les Chilopodes hypogés de Cuba. *En* Orghidan T, A Núñez Jiménez, V Decou, ST Negrea, NV Bayés eds. *Résultats des expéditions biospéologiques Cubano- Roumaines á Cuba*. 40 p.
- Moreira FMS, EJ Huising, DE Bignell. 2012. Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo. México. Instituto Nacional de Ecología. 350 p.
- Negrete-Yankelevich S, C Fragoso, AC Newton, OW Heal. 2007. Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican Cloud Forest. *Applied Soil Ecology* 35: 340-355.
- ONEI. 2009. Oficina Nacional de Estadística e Información. Anuario Estadístico de Cuba. Capítulo 2. Medio Ambiente. p. 16-20.
- ONEI. 2013. Oficina Nacional de Estadística e Información. Anuario Estadístico de Cuba. Capítulo 2. Medio Ambiente. p. 16-20.
- Paneque VM, M Calderón, JMCalaña, Y Borges, T Hernández, M Caruncho. 2009. Manual de técnicas analíticas para el análisis del suelo, foliar, abonos orgánicos y fertilizantes químicos. Departamento de Biofertilizantes y Nutrición de las plantas. INCA.
- Pérez-Asso AR. 1995. A new millipede genus of the family Chelodesmidae (Diplopoda: Polydesmida) from Cuba. *Insecta Mundi* 9(1-2): 171-176.
- Pérez-Asso AR. 1996. The genus *Nesobolus* (Diplopoda:Spirobolida: Rhinocricidae) in Cuba. *Insecta Mundi* 10(1-4): 1-12.
- Pérez-Asso AR. 1998. Revisión y Nuevas especies del género *Spirobolellus* (Diplopoda: Spirobolellidae) en la Isla de Cuba. *Caribbean Journal of Science* 34(1-2): 67-83.
- Rodríguez C. 1999. Lombrices de tierra (Oligochaeta: Moniligastrida y Haplotaxida) de Cuba. Tesis doctoral. Cuba. Facultad de Biología. Universidad de La Habana. 90 p.
- Ruiz N, J Mathieu, L Célini, C Rollard, G Hommay, E Iorio, P Lavelle. 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 2032-2045.

Sánchez JA, BC Muñoz, L Montejo, M Lescaille, RA Herrera. 2012. Tamaño y nutrientes de semillas en 32 especies arbóreas de un bosque tropical siempreverde de Cuba y su relación con el establecimiento de las plántulas. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 33: 181-204.

Sánchez Ruiz A. 2001. Las familias de arañas de Cuba. Una guía para su estudio e identificación. BIOECO. 72 p.

Sims RW. 1980. A classification and the distribution of earthworms suborder Lumbricina (Haplotaxida: Oligochaeta). *Bulletin of the British Museum (Natural History). Zoology* 39(2): 103-124.

Swift MJ, DE Bignell, FMS Moreira, EJ Huising. 2012. Capítulo 1. El inventario de la biodiversidad biológica del suelo: conceptos y guía general. En Moreira FMS, EJ Huising, DE Bignell eds. *Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo*. México. Instituto Nacional de Ecología. p. 29-52.

Zerbino MS, N Altier, A Morón, C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* XII(1): 44-55.

Resultados



Lombriz de tierra

Glossoscolecidae:
Onychochaeta elegans



Caracol

Subulinidae:
Subulina octona



Cochinilla

Isopoda: Trachelipidae



Opilión

Opiliones: Cosmetidae



Milpié

Polydesmida:
Paradoxosomatidae

Fotografía: A. Gamboa Valerino

CAPÍTULO 3

RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA MACROFAUNA EDÁFICA EN CUATRO USOS DE LA TIERRA EN LAS PROVINCIAS DE ARTEMISA Y MAYABEQUE, CUBA

Resumen

Se evaluó el efecto de la intensidad del uso de la tierra sobre la riqueza y abundancia de las comunidades de la macrofauna del suelo, en un gradiente desde bosques secundarios y pastizales hasta cultivos varios destinados a la producción de papa y cañaverales. El estudio se realizó al final del período lluvioso del año 2009, en el mes de octubre, en las provincias Artemisa y Mayabeque, donde estuvieron localizados los diferentes sistemas de uso de la tierra. La macrofauna edáfica fue recolectada según la metodología propuesta por el TSBF. Se evaluó la riqueza taxonómica, la densidad y la biomasa de la macrofauna del suelo, y en el análisis de los datos se usaron pruebas no paramétricas. Los mayores valores de riqueza, densidad y biomasa de la macrofauna se obtuvieron en los bosques secundarios, y los menores valores en los pastizales, los cultivos varios y los cañaverales. Haplotaxida, Formicidae, Isoptera, Coleoptera y Diplopoda fueron las unidades taxonómicas de la macrofauna, dominantes en densidad y en biomasa, en la mayoría de los usos de la tierra estudiados. Los resultados sobre la riqueza taxonómica, la densidad y la biomasa de la macrofauna del suelo indicaron el nivel de degradación del medio edáfico, debido a la intensidad del uso de la tierra.

Palabras clave: fauna del suelo, uso múltiple de la tierra.

Abstract

The study assessed the effect of the intensity of different land uses (secondary forests, pasturelands, fields with varied crop cultivation dedicated to potato production and sugarcane plantations) on the richness and abundance of soil macrofauna communities. The research was conducted in October, at the end of the rainy season, 2009, in the Artemisa and Mayabeque provinces where the different land use systems are located. The soil macrofauna was collected using the methodology proposed by the TSBF program. The taxonomic richness, density and biomass of soil macrofauna were evaluated and the data processing included nonparametric tests. The highest values of richness, density and biomass were obtained in the secondary forests and the lowest values in the pasturelands, varied crop cultivation and sugarcane plantations. Haplotaxida, Formicidae, Isoptera, Coleoptera and Diplopoda were the prevailing taxonomic units of the macrofauna regarding density and biomass in most of the land uses. The results about taxonomic richness, density and biomass of the edaphic macrofauna indicated the degree of soil degradation due to land use intensity.

Key words: soil fauna, multiple land use.

3.1. Introducción

Los macroinvertebrados edáficos (mayores de 2 mm de diámetro) actúan como agentes determinantes en la fertilidad del suelo y por ende en el funcionamiento global del sistema edáfico. Esta fauna puede ser afectada por diferentes usos y manejos de las tierras. Debido a su susceptibilidad y rápida respuesta ante los cambios en la cobertura, transformación de la vegetación, comportamiento bajo distintas variables ambientales, y por la actividad ecológica que desempeñan, muchos autores proponen su uso como indicadores de calidad o alteración ambiental (Lavelle *et al.*, 2003).

En Cuba son pocas las investigaciones acerca de la macrofauna edáfica que involucran todos los grupos que la componen. Entre los primeros estudios en el país se pueden señalar los realizados sobre la macrofauna de la hojarasca en ecosistemas boscosos, especialmente de la Sierra del Rosario (González y López, 1987; Prieto y Rodríguez, 1996). Con posterioridad, la mayoría de los estudios ecológicos han abordado grupos específicos de la macrofauna, principalmente las lombrices de tierra y los diplópodos en ecosistemas naturales y/o perturbados y el efecto que tales perturbaciones han provocado sobre estas comunidades (Rodríguez, 2000; Prieto *et al.*, 2003).

Otros trabajos en el país han caracterizado la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra, con el objetivo de evaluar a partir de las características de estas comunidades edáficas el tipo de uso o formación vegetal, el manejo de los suelos y de los cultivos (Rodríguez *et al.*, 2002; Sánchez y Reyes, 2003; Cabrera Dávila *et al.*, 2007; Serrano, 2010). No obstante, se reconoce la necesidad de profundizar e incrementar las investigaciones en tal sentido. Los futuros estudios deben identificar índices o específicamente táxones que puedan ser usados como indicadores de alteración ambiental.

En el trabajo se evalúa el efecto de la intensidad del uso de la tierra sobre la riqueza y abundancia de las comunidades de la macrofauna del suelo, en un gradiente desde bosques secundarios y pastizales hasta cultivos varios destinados a la producción de papa y cañaverales, ubicados en las provincias Artemisa y Mayabeque.

3.2. Materiales y métodos

La investigación se realizó en el mes de octubre, dentro del período lluvioso del año 2009, en 11 sistemas de referencia a todo lo largo de la Llanura Roja de la antigua provincia La Habana, actualmente localizada entre las provincias Artemisa y Mayabeque. Se trabajaron cuatro usos de la tierra: bosques secundarios, pastizales, cultivos varios destinados a la producción de papa y cañaverales. El tipo de suelo en todos los usos fue Ferralítico Rojo según la clasificación de Hernández *et al.* (1999).

Descripción de los sistemas de uso de la tierra

Bosques secundarios. Se estudiaron tres áreas de bosque en las localidades de Managua (22°56'44.80" N y 82°16'11.07" W), Nazareno (22°58'05.40" N y 82°14'02.72" W) y Aguacate (22°59'17.90" N y 81°50'01.03" W), situadas en la provincia Mayabeque. Fueron sistemas boscosos de regeneración natural o con diferente nivel de antropización, con edades de 40 a 120 años y extensiones entre dos y cinco hectáreas. Presentaron elementos florísticos de vegetación semidecidual, así como especies arbóreas frutales y maderables, con estratos herbáceos y arbustivos que dieron diferentes grados de cobertura al suelo. Entre las especies arbóreas se destacaron: mamey colorado (*Pouteria sapota* H. E. Moore & Stearn), mango (*Mangifera indica* L.), caimito (*Chrysophyllum cainito* L.), framboyán rojo (*Delonix regia* (Boj. ex Hooker) Raf.), palma real (*Roystonea regia* (Kunth) O. F. Cook), baría (*Cordia gerascanthus* L.), ocuje (*Calophyllum inophyllum* L.), yamagua (*Guarea guidonia* (L.)

Sleumer), teca (*Tectona grandis* L. fil.), caoba de Cuba (*Swietenia mahagoni* (L.) Jacq.), cedro (*Cedrela odorata* L.), pino (*Pinus* sp.) y majagua (*Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell).

Pastizales. Se seleccionaron dos sistemas de pastizales en el municipio San José de las Lajas de la provincia Mayabeque, con una extensión máxima de 12 ha, ubicados en las siguientes coordenadas (pastizal 1: 23°00'01.50" N y 82°09'49.10" W, pastizal 2: 22°53'52.10" N y 82°02'08.12" W). Se trataron de pastizales naturalizados con más de 25 años de explotación. Las principales especies de pasto fueron: hierba de guinea (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs) y pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis* Vanderhyst), que presentaron una cobertura entre 80 y 90 %. En estos pastizales pastoreaba ganado vacuno de razas Holstein y Siboney, y el manejo fue principalmente rotacional racional intensivo, con carga animal media de 2,8 UGM ha⁻¹.

Cultivos Varios. Se seleccionaron tres sistemas localizados en los municipios Güira de Melena (22°45'40.50" N y 82°29'21.71" W), Batabanó (22°46'42.40" N y 82°15'08.27" W) y Güines (22°47'43.60" N y 82°02'31.46" W), pertenecientes a Artemisa y Mayabeque. El cultivo principal fue la papa (*Solanum tuberosum* L.), en constante rotación con boniato (*Ipomoea batatas* (L.) Lam.), malanga (*Colocasia esculenta* (L.) Schott), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), maíz (*Zea mays* L.), calabaza (*Cucurbita moschata* (Duch. ex Lam.) Duch. ex Poir) y yuca (*Manihot esculenta* (L.) Crantz). Entre la vegetación indeseable en las áreas se destacaron: don Carlos (*Sorghum halepense* (L.) Pers.), cebolleta (*Cyperus rotundus* L.), bledo (*Amaranthus hybridus* L.) y romerillo (*Bidens pilosa* L.). Se trató de áreas dedicadas a la agricultura por más de 10 años, fundamentalmente con labranza tradicional y riego eléctrico por aspersión. La aplicación de NPK en estos sistemas fue de 1 490 kg ha⁻¹ año⁻¹ y la de urea fluctuó entre 224 a 298 kg ha⁻¹ año⁻¹.

Cañaverales. Las tres áreas en explotación con caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) se ubicaron en Artemisa y Mayabeque, en los municipios Güira de Melena (22°50'24.80" N y 82°26'50.56" W), San Nicolás de Bari (22°46'32.60" N y 81°55'05.90" W) y Madruga (22°58'47.00" N y 81°50'49.24" W). Ocuparon estas áreas las variedades CP 52-43 y C 86-12, C 323-68 y C 86-56, respectivamente. Las plantas arvenses fundamentales en los sistemas fueron: don Carlos, cebolleta, sancaraña (*Rottboellia cochinchinensis* L.F.) y pata de gallina (*Eleusine indica* (L.) Gaertn). Se emplearon sistemas con riego por gravedad y sistema eléctrico de enrolladores; la fertilización química fue de: 50-60 kg ha⁻¹ año⁻¹ de urea, 20- 83 kg ha⁻¹ año⁻¹ de K₂O y 25 kg ha⁻¹ año⁻¹ de P₂O₅.

Muestreo y Procesamiento de la macrofauna edáfica

La recolección de la macrofauna se realizó según la Metodología del Programa Internacional Biología y Fertilidad del Suelo Tropical o TSBF (Anderson e Ingram, 1993; Lavelle *et al.*, 2003). Por área o réplica de uso de la tierra se tomaron ocho monolitos de suelo (25 x 25 x 30 cm), distanciados aproximadamente en 20 m, para un total de 24 monolitos procesados en cada uno de los usos bosques secundarios, cultivos varios y cañaverales y 16 monolitos en el uso de pastizales. La macrofauna se recolectó manualmente *in situ*, y se preservó principalmente en alcohol 75%.

La macrofauna se separó hasta nivel taxonómico de orden y familia (Borror y DeLong, 1976; Sims, 1980; Brusca y Brusca, 2003). Se realizó un acercamiento a la riqueza taxonómica de estas comunidades en cada uso de la tierra, estimada a partir del número de familias que pudieron ser identificadas. Los órdenes de la macrofauna con menor representación en este estudio, como Blattodea, Diptera, Hemiptera, Orthoptera y Lepidoptera, y también Araneae no se incluyeron en el análisis de la riqueza taxonómica.

Se calcularon los valores promedios de densidad (ind.m^{-2}) y biomasa (gm^{-2}) para las comunidades edáficas y para las diferentes unidades taxonómicas de la macrofauna, en cada uso de la tierra. La densidad se determinó a partir del número de individuos y la biomasa, sobre la base del peso húmedo en la solución preservante.

Con el propósito de determinar las variaciones de la densidad y la biomasa de las comunidades de la macrofauna del suelo entre usos, se empleó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis y como prueba a posteriori para la comparación de medias, se utilizó la U de Mann-Whitney con ajuste de Bonferroni. El procesamiento estadístico se realizó a través del programa PAST-1.75, 2001.

3.3. Resultados

Composición y Riqueza taxonómica

Las comunidades de la macrofauna del suelo en los cuatro usos de la tierra estudiados en las provincias Artemisa y Mayabeque, comprendieron tres phyla, siete clases, 22 órdenes y 39 familias determinadas (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Composición taxonómica de la macrofauna del suelo en los usos de la tierra estudiados en las provincias Artemisa y Mayabeque.

Phylum	Clase	Orden	Familia	
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Glossoscolecidae	
			Megascolecidae	
			-	
Mollusca	Gastropoda	Archaeogastropoda	Bradybaenidae	
			Camaenidae	
			Helicinidae	
			Oleacinidae	
			Polygyridae	
			Sagdidae	
			Subulinidae	
			Urocoptidae	
			Veronicellidae	
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Armadillidae	
			Platyarthridae	
			Trachelipidae	
		Diplopoda	Polydesmida	Paradoxosomatidae
				Sphaeriodesmidae
			Polyxenida	-
			Spirobolida	Rhynocricidae
				Spirobolellidae
				Trigoniulidae
			Stemmiulida	Stemmiulidae
		Chilopoda	Geophilomorpha	Ballophilidae
				Geophilidae
			Scolopendromorpha	Scolopocryptopidae
			Scolopendridae	
		Lithobiomorpha	-	
	Chelicerata	Araneae	-	
		Opiliones	Cosmetidae	
			-	

Tabla 3.1. Continuación.

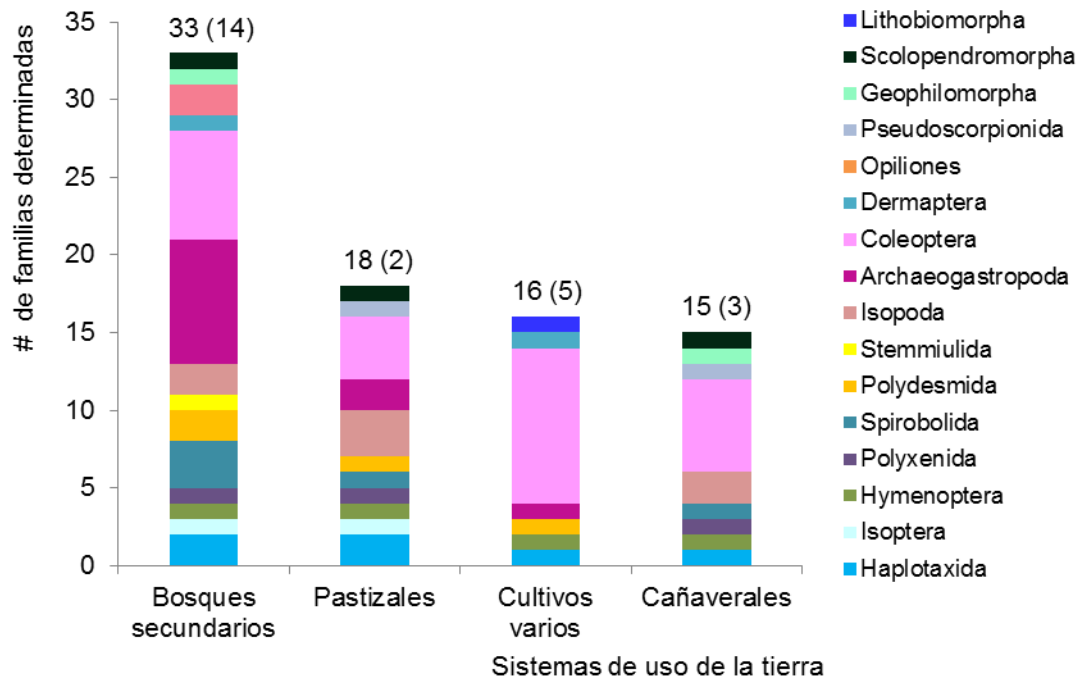
Phylum	Clase	Orden	Familia
Arthropoda	Chelicerata	Pseudoscorpionida	Bochicidae
			-
	Insecta	Blattodea	-
		Coleoptera	Attelabidae
			Carabidae
			Cerambycidae
			Chrysomelidae
			Curculionidae
			Elateridae
			Nitidulidae
			Scarabaeidae
			Staphylinidae
			Tenebrionidae
		Dermaptera	Carcinophoridae
		Diptera	-
		Hemiptera	-
		Hymenoptera	Formicidae
		Isoptera	Termitidae
		Lepidoptera	-
		Orthoptera	-

(-): No determinado

El análisis a nivel de orden arrojó 19 órdenes en los bosques secundarios, 14 en los pastizales y los cañaverales, y solo 12 órdenes en el uso de cultivos varios. La riqueza taxonómica, valorada a nivel de familias identificadas, mostró también mayor número en los bosques secundarios (33), seguido de los pastizales (18) y de forma muy cercana los cultivos varios (16) y los cañaverales (15). Los órdenes mejor representados en número de familias en los bosques secundarios fueron Archaeogastropoda y Coleoptera con ocho y siete familias, respectivamente. En los restantes usos, el orden con mayor número de familias fue Coleoptera, con su máxima representación en el uso de cultivos varios (10 familias), que tuvo alguna incidencia como plaga agrícola. En el uso de pastizales, este orden tuvo cuatro familias y en los cañaverales seis, y los otros órdenes de la macrofauna en todos los usos solo presentaron entre una y tres familias. De igual manera, se obtuvieron 14 familias exclusivas de los bosques secundarios, dos de los pastizales, cinco de cultivos varios y tres de los cañaverales (Fig. 3.1).

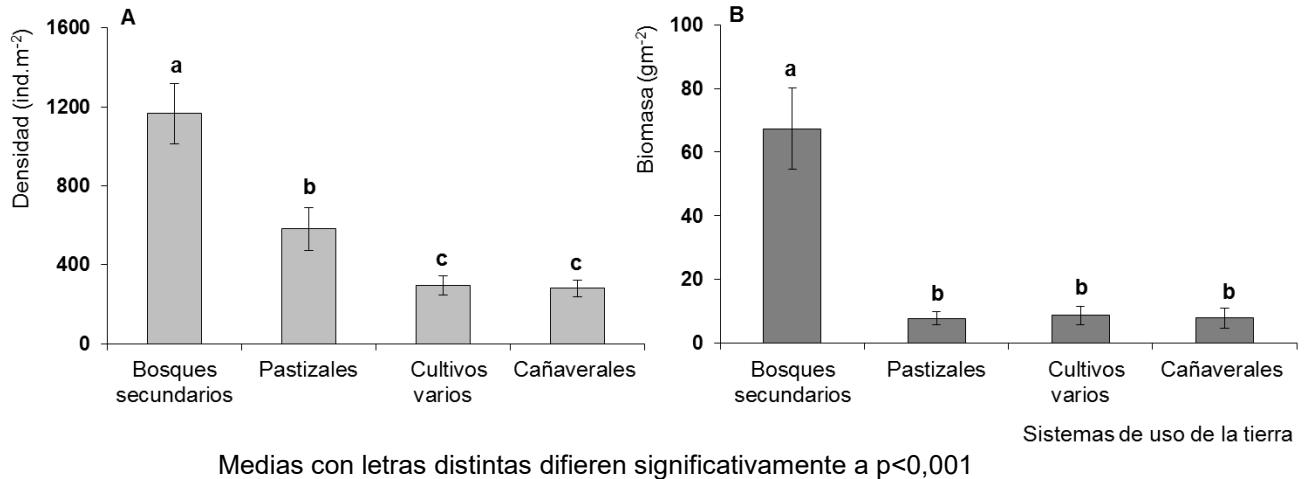
Densidad y Biomasa

La densidad y la biomasa promedio de la macrofauna total del suelo en los bosques secundarios fueron de 1166,6 ind.m⁻² y 67,4 gm⁻², respectivamente, valores considerablemente superiores a los obtenidos en los pastizales (581,0 ind.m⁻² y 7,7 gm⁻²), en los cultivos varios (294,0 ind.m⁻² y 8,7 gm⁻²) y en los cañaverales (280,0 ind.m⁻² y 7,8 gm⁻²). La prueba de Kruskal-Wallis confirmó esta marcada variación, ya que mostró diferencias altamente significativas entre los usos en densidad (p< 0,001) y en biomasa (p< 0,001) (Figs. 3.2A y B).



Los valores entre paréntesis indican las familias exclusivas en cada uso

Fig. 3.1. Riqueza taxonómica de la macrofauna del suelo en cada uso de la tierra.



Medias con letras distintas difieren significativamente a $p < 0,001$

Fig. 3.2. Densidad (A) y Biomasa (B) promedio de la macrofauna total del suelo en cada uso de la tierra.

De acuerdo con la dominancia en densidad y biomasa de los diferentes grupos taxonómicos de la macrofauna (Figs. 3.3A y B), se observó que en los bosques secundarios los táxones más importantes en densidad incluyeron a Diplopoda, Isopoda e Isoptera, y los mayores componentes en biomasa fueron Haplotaxida y Diplopoda. En los pastizales se destacaron Hymenoptera, (Formicidae), Isoptera y Coleoptera con valores altos y cercanos en densidad; mientras en biomasa dominó esencialmente Coleoptera. En los cultivos varios, se destacó Hymenoptera (Formicidae) en densidad, y Haplotaxida y Coleoptera fueron los principales

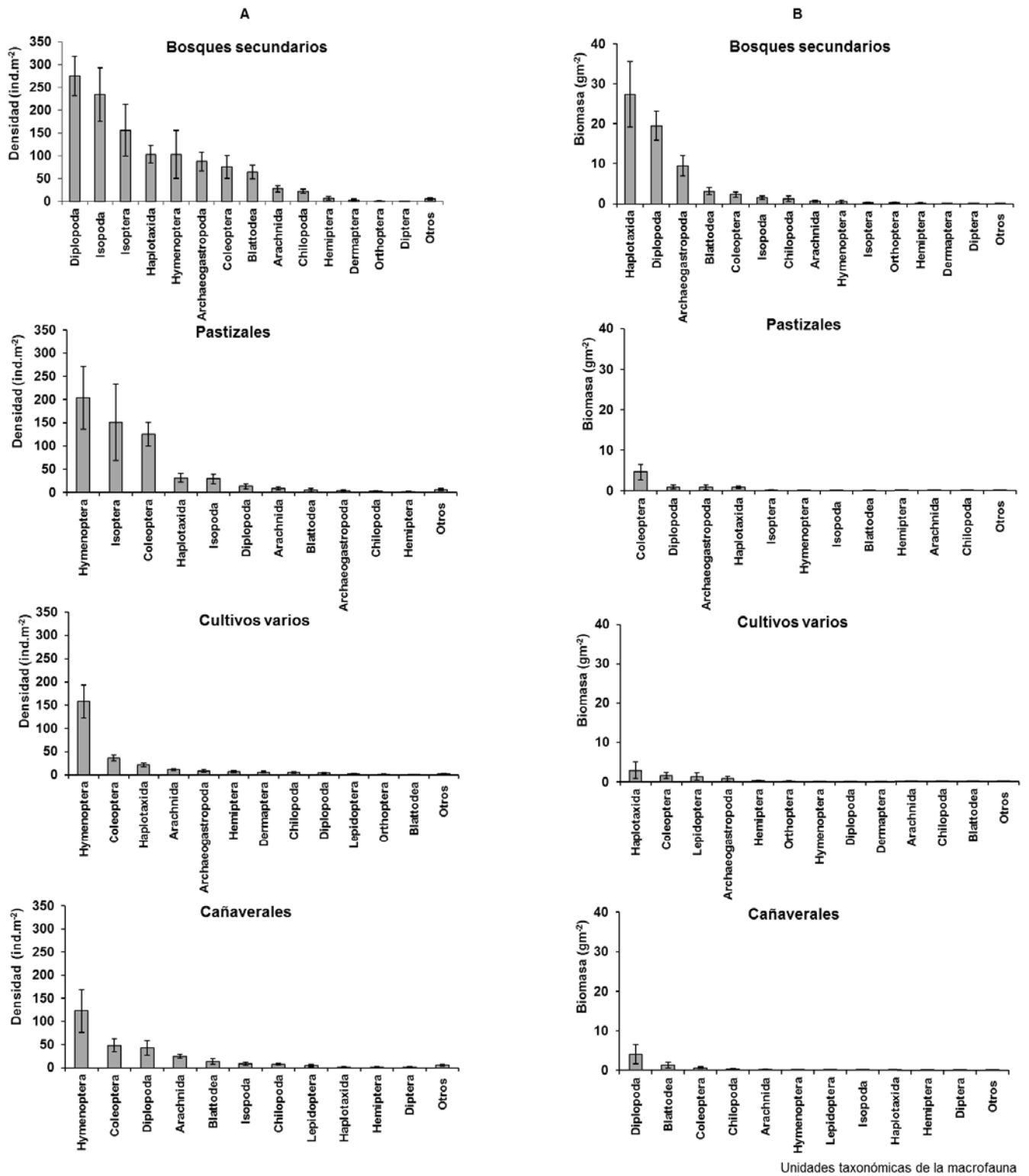


Fig.3.3. Densidad (A) y biomasa (B) promedio de las diferentes unidades taxonómicas de la macrofauna del suelo en cada uso de la tierra.

representantes en biomasa. En los cañaverales prevalecieron en densidad, Hymenoptera (Formicidae), Coleoptera y Diplopoda y en biomasa solo Diplopoda.

3.4. Discusión

Composición y Riqueza taxonómica

La cantidad de familias exclusivas encontradas en cada uso, permitió inferir que todos los usos de la tierra compartieron un número alto de familias. Los sistemas en estudio tuvieron cierto grado de intervención o alteración por el hombre (bosques de formación secundaria, pastizales con manejo ganadero, y cultivos con un intenso laboreo agrícola), donde pueden colonizar igualmente familias con características semejantes de tolerancia a un variado rango de condiciones edafo-climáticas y, por tanto, adaptables y resistentes a las perturbaciones inducidas.

Tanto el mayor valor de riqueza de familias como el de exclusividad alcanzados en los bosques secundarios, evidenciaron la importancia de la variabilidad florística y de la heterogeneidad de los recursos en el suministro de las fuentes de alimento y refugio necesarias para conservar la diversidad de las comunidades edáficas (Fragoso y Lavelle, 1992). Ello también se relacionó con la cobertura presente en estos bosques, que proporcionó un aporte considerable de hojarasca y sombra para mantener estables los valores de temperatura y humedad en el suelo, todo lo cual favoreció el desarrollo de comunidades más diversas. En este sentido, Granados y Barrera (2007) encuentran mayor número de especies, géneros y familias en relictos de bosques en comparación con las áreas sin cobertura arbórea y, de modo general, concluyen que las áreas con mayor diversidad y riqueza de plantas y un porcentaje más alto de cobertura pueden manifestar una mayor diversidad de la macrofauna del suelo.

En Cuba, González y López (1987) reconocen en ecosistemas forestales un número alto de táxones sobresalientes de la macrofauna, entre ellos Hymenoptera (Formicidae), Coleoptera y Haplotoxida. Más recientemente, en un relicto de bosque con características de vegetación siempreverde micrófila en la costa norte de Mayabeque, Serrano (2010) halla un total de 21 unidades taxonómicas y los órdenes dominantes resultaron ser Hymenoptera, Araneae e Isopoda. Este valor está próximo a la riqueza referida en el presente estudio para los sistemas boscosos (19 órdenes y 33 familias), a pesar de ser de formación secundaria.

Rodríguez *et al.* (2002) y Sánchez y Reyes (2003) obtienen en el país, en pastizales con diferente manejo ganadero, hasta nueve órdenes de la macrofauna edáfica. Por su parte, Cabrera Dávila *et al.* (2007) encuentran en áreas de policultivos, en pastizales asociados con cobertura arbórea de leguminosas y en monocultivos de gramíneas, valores superiores de riqueza de órdenes (14 en los dos primeros sistemas y 12 en el último) y de familias (30, 26 y 22, respectivamente), con un predominio de formícidos, haplotaxidos, diplópodos e isópodos.

También a escala mundial en varios trabajos se hallan resultados cercanos a los alcanzados en este estudio, a pesar de que en la mayoría el esfuerzo de recolecta es más grande (mayor cantidad de monolitos por sistemas de uso de la tierra). Pashanasi (2001) recolecta en diferentes sistemas de uso de la tierra en la Amazonía peruana, entre 20 y 30 unidades taxonómicas de la macrofauna en bosques secundarios con 20 y cinco años de regeneración natural; en pastizales entre 18 y 23 táxones y en cultivos anuales entre 15 y 25 unidades taxonómicas. En ecosistemas de Brasil existe un decremento gradual de la diversidad de la macrofauna, ante cambios en la intensidad del uso de la tierra, donde se examinan desde bosques, sistemas agroforestales y pastizales, hasta sistemas de cultivos anuales (Barros *et al.*, 2002). Otros autores en Perú registran una mayor cantidad de grupos taxonómicos en bosques primarios y secundarios (13) en comparación con sistemas de cultivos (12) (Villavicencio *et al.*, 2009).

Densidad y Biomasa

Los resultados de la densidad y la biomasa demostraron la sensibilidad de las comunidades de la macrofauna ante el manejo del suelo, los cambios en la cobertura y la transformación de la vegetación, así como el efecto negativo de las perturbaciones impuestas por los sistemas de cultivos.

Múltiples elementos pueden enumerarse como causantes de los valores reducidos de densidad y biomasa en los usos pastizales, cultivos varios y cañaverales, con respecto a los alcanzados en los bosques secundarios (Figs. 3.2A y B). Numerosos autores mencionan y comprueban que uno de los principales factores es la pérdida de la materia orgánica del suelo (Velásquez *et al.*, 2009), por la erosión hídrica acelerada debido a la disminución de la cobertura vegetal, como uno de los posibles motivos que explican este suceso.

La densidad y la biomasa también se han relacionado con el nivel de macronutrientes, el pH, la textura del suelo, la capacidad de retención de agua y la alta calidad de la hojarasca (Barros *et al.*, 2002). Lok (2005) plantea que los organismos de la macrofauna prefieren los restos vegetales con una relación Carbono/Nitrógeno relativamente baja por ser de más fácil acceso y descomposición, lo que explica su fuerte selectividad hacia la vegetación que existe sobre el suelo. Las plantas y los desechos orgánicos proveen los hábitats y los alimentos para la edafofauna, y el adecuado contenido de materia orgánica favorece no solo las propiedades físico-químicas sino también proporciona una fuente energética que estimula la actividad de los invertebrados del suelo.

Otro aspecto que se debe resaltar es la estructura de la vegetación, principalmente la presencia de diferentes estratos. La cobertura arbórea y/o arbustiva en el ordenamiento de los diferentes ecosistemas es de suma importancia, pues garantiza la entrada continua y abundante de material orgánico vegetal y un microambiente más favorable para el establecimiento de los macroinvertebrados del suelo (Rodríguez *et al.*, 2002).

Existen pocos estudios en Cuba sobre la macrofauna en ecosistemas boscosos, al menos con un nivel moderado de conservación. Los valores de densidad y biomasa de la macrofauna en el uso bosques secundarios son comparables con aquellos obtenidos en el país, en diferentes sistemas agroforestales con manejo silvopastoril e influencia de leguminosas arbóreas. Cabrera Dávila *et al.* (2004) hallan en este tipo de sistema una densidad superior en la época de mayor pluviosidad (2346,0 ind.m⁻²) y una biomasa de 66,9 gm⁻²; otros investigadores cubanos encuentran estimados inferiores (Lok, 2005; Sánchez, 2007). En investigaciones recientes, en un bosque seminatural del litoral norte de Mayabeque, Serrano (2010) percibe una densidad de la macrofauna menor que la de este estudio (835,0 ind.m⁻²). Con referencia a otras recolectas efectuadas en bosques primarios siempreverdes de la Sierra del Rosario en Artemisa (Cabrera Dávila y Hernández, inédito), también se hallan valores inferiores (706,0 ind.m⁻² de densidad y 42,5 gm⁻² de biomasa) que los observados en los ecosistemas de bosques secundarios en estudio (1166,6 ind.m⁻² y 67,4 gm⁻²). Se debe tener en cuenta que este tipo de ecosistema puede albergar parte de la fauna de la vegetación original, y además ser colonizado en mayor proporción por especies oportunistas e invasoras, propias de terrenos con algún nivel de perturbación.

Investigaciones en bosques secundarios y plantaciones forestales del trópico húmedo reportan estimados parecidos a los del presente trabajo. Pashanasi (2001) en algunos bosques secundarios de Perú (20 y cinco años de regeneración natural) registra una densidad entre 485,0 y 838,0 ind.m⁻² y la biomasa entre 33,9 y 102,0 gm⁻². En Brasil Barros *et al.* (2002), en bosques y sistemas agroforestales encuentran entre 884,0 y 1761,0 ind.m⁻² y en biomasa obtienen valores bajos (entre 10,2 gm⁻² y 9,5 gm⁻², respectivamente).

Tsukamoto y Sabang (2005) en plantaciones arbóreas de Malasia calculan una densidad de más de 1000,0 ind.m⁻² y 60,0 gm⁻² de biomasa de macroinvertebrados.

El uso de pastizales fue el segundo en densidad, pero en biomasa fue el de más bajos valores (Figs. 3.2A y B), e igualmente ambas variables fueron menores que las de otros pastizales cubanos estudiados anteriormente. En pastizales de hierba de guinea, Rodríguez *et al.* (2002) obtienen una biomasa de 34,6 ind.m⁻²; mientras que Sánchez (2007) informa en este tipo de pastizal una densidad de solo 88,8 ind.m⁻² y una biomasa de 6,5 gm⁻².

El régimen de pastoreo y, por ende, el pisoteo de los animales pudo haber afectado la densidad y la biomasa de la macrofauna en el pastizal. Lok (2005) expresa que la compactación de los suelos de pastizales por una determinada carga ganadera, puede reducir la población de invertebrados edáficos.

En otros pastizales del mundo, también la densidad y la biomasa de la macrofauna son superiores a las obtenidas en el presente estudio. En pastizales de México, Perú, Brasil y Uruguay, la densidad es mayor de 600,0 ind.m⁻² y la biomasa de 35,0 gm⁻² (Brown *et al.*, 2001; Barros *et al.*, 2002; Huerta *et al.*, 2008); sobre todo la biomasa en este tipo de ecosistemas ha estado influida por la contribución, en peso, de las lombrices de tierra.

En los agroecosistemas, las comunidades de la macrofauna del suelo son generalmente muy bajas debido a las alteraciones causadas por la perturbación, en correspondencia con lo planteado. Esta investigación siguió ese patrón, tanto en el uso de cultivos varios como en el de cañaverales (Figs. 3.2A y B). Los valores de biomasa ligeramente más altos en dichos usos con respecto a los pastizales, pueden justificarse a través del predominio de determinados grupos detritívoros en los cañaverales, y de las lombrices de tierra en los cultivos varios (Figs. 3.3A y B). En Cuba son escasos los resultados sobre la respuesta de la macrofauna ante la evaluación de diferentes procedimientos agrícolas en sistemas de cultivos. Solamente Cabrera Dávila *et al.* (2004) en áreas policultivadas del país con la aplicación de métodos agroecológicos (fertilización orgánica, rotación de cultivos y asociación de cultivos de ciclo corto con ciclo largo), perciben una densidad de 2016,0 ind.m⁻² y una biomasa de 63,0 gm⁻², similares a las que se pueden apreciar en ecosistemas bien conservados; estos resultados son contrarios a los determinados en las áreas cultivadas de este estudio, que tuvieron prácticas más agresivas como la fertilización química, la labranza mecánica y la introducción de maquinaria.

A nivel internacional, algunos autores refieren para cultivos anuales, valores de bajos a intermedios tanto en densidad (362,0-851,0 ind.m⁻²) como en biomasa (5,1-32,4 gm⁻²) (Pashanasi, 2001; Barros *et al.*, 2002), los que son superiores a los mostrados para las áreas en estudio. En otros agroecosistemas tropicales también se observa una menor biomasa (< 20,0 gm⁻²) y densidad (< 250,0 ind.m⁻²) con relación a sistemas naturales (Villalobos *et al.*, 2000; Brown *et al.*, 2001; Huerta *et al.*, 2008).

El análisis de la dominancia de determinados grupos de la macrofauna, evidenció que el orden Haplotaxida no desempeñó un papel preponderante en el uso de pastizales, como ha sido comúnmente observado para otros pastizales naturales o inducidos del mundo, debido a la influencia de lombrices de tierra, de amplia distribución y de gran talla (Feijoo *et al.*, 2007). Por lo general, las lombrices predominan en biomasa en la mayoría de los ecosistemas, pero según Lavelle *et al.* (1994) tienen mayor contribución en los pastizales de regiones húmedas y decrecen en las áreas forestales y en las zonas secas.

Otros grupos como Isoptera, adquieren importancia sobre todo en zonas de cultivos y su invasión y agresividad en estos sitios están relacionadas con la pobre cantidad y calidad de material orgánico, el incremento de la temperatura y la reducida humedad en el suelo

(Barros *et al.*, 2002). No obstante, diversos autores comentan sobre la afectación de las comunidades de termitas, primariamente de las especies humívoras que habitan en el suelo, en función de la degradación de los hábitats (Bandeira *et al.*, 2003). De hecho, en el presente trabajo las termitas (representadas principalmente por una especie humívora) se encontraron solo en los usos bosques secundarios y pastizales, y no en los de mayor afectación como consecuencia de las prácticas agrícolas. Cunha (2006) señala que estos organismos son los primeros colonizadores en los ambientes deforestados con suficiente material leñoso remanente, y ayudan en su descomposición.

3.5. Conclusiones

El uso de bosques secundarios presenta valores altos de riqueza taxonómica, densidad y biomasa de la macrofauna edáfica, en correspondencia con una mayor estabilidad y un menor grado de intervención, al no tener actividades de laboreo continuo ni pastoreo, con relación a los restantes usos. Los usos de pastizales, cultivos varios y cañaverales tienen valores más bajos, lo que evidencia un nivel de intermedio a superior de antropización, debido al manejo ganadero en los pastizales, y al laboreo agrícola constante en los sistemas de cultivos. Los resultados sobre la riqueza taxonómica, la densidad y la biomasa de la macrofauna del suelo indican el nivel de perturbación del medio edáfico debido a la intensidad del uso de la tierra.

3.6. Referencias bibliográficas

- Anderson JM, JSI Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. Wallingford, UK. CAB International. 221 p.
- Bandeira AG, A Vasconcelos, MP Silva, R Constantino. 2003. Effects of habitat disturbance on the termite fauna in a highland humid forest in the Caatinga Domain, Brazil. *Sociobiology* 42(1): 117-127.
- 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(5): 338-347.
- Borror D, DM DeLong. 1976. An introduction to the study of Insects. New York. 852 p.
- Brown GG, C Fragoso, I Barois, P Rojas, JC Patrón, J Bueno, A Moreno, P Lavelle, V Ordaz, C Rodríguez. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 1: 79-110.
- Brusca R, G Brusca. Invertebrates. Massachusetts, USA. Sinauer Associates. Sunderland. 936 p.
- Cabrera Dávila G, A Hernández. 2009. La macrofauna del suelo en un bosque siempreverde de la Sierra del Rosario, Cuba. Resultados no publicados [inédito]. Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA, Cuba.
- Cabrera Dávila G, MA Martínez, C Rodríguez. 2004. Variación estacional de la macrofauna del suelo en áreas con manejo agrícola - ganadero. *Poeyana* 491: 19-22.
- Cabrera Dávila G, MA Martínez, C Rodríguez. 2007. La macrofauna del suelo en sistemas agroecológicos en Cuba. *Brenesia* 67:45-57.
- Cunha H. 2006. Cupins (Isoptera) bioindicadores para Conservação do Cerrado em Goiás. Tesis de doctorado. Brasil. Universidad Federal de Goiás. 79 p.

- Feijoo A, M Zúñiga, H Quintero, P Lavelle. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes* 30(2): 235-249.
- Fragoso C, P Lavelle. 1992. Earthworms communities of tropical rain forest. *Soil Biology & Biochemistry* 24(12): 1397-1408.
- González R, R López. 1987. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología* 46: 1-9.
- Granados A, JI Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, DC. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial II* 12: 73-84.
- Hernández A, JM Pérez, D Bosch, L Rivero, E Camacho, J Ruíz, EJ Salgado, R Marsán, A Obregón, JM Torres, JE González de la Torre, R Orellana, J Paneque, P Nápoles, E Fuentes, JL Duran, J Peña, G Cid, D Ponce de León, M Hernández, E Frometa, L Fernández, N Carcés, M Morales, E Suárez, E Martínez, JM Ruíz de León. 1999. Nueva versión de la clasificación genética de los suelos de Cuba. La Habana. Ministerio de la Agricultura. 26 p.
- Huerta E, J Rodríguez, I Evia, E Montejo, M Mondragón, R García. 2008. Relación entre la fertilidad del suelo y su población de macroinvertebrados. *Terra Latinoamericana* 26(2): 171-181.
- Lavelle P, M Dangerfield, C Fragoso, V Eschebrenner, D López, B Pashanasi, L Brussaard. 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. *En* Woomer PL, MJ Swift eds. *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. New York. p. 137-170.
- Lavelle P, B Senapati, E Barros. 2003. Soil Macrofauna. *En* Schroth G, FL Sinclair eds. *Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods*. CABF Publishing. UK. p. 303-323.
- Lok S. 2005. Determinación y selección de indicadores del sistema suelo-pasto en pastizales dedicados a la producción de ganado vacuno. Tesis de doctorado. Cuba. Instituto de Ciencia Animal. 98 p.
- Pashanasi B. 2001. Estudio cuantitativo de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica* 12(1-2):75-97.
- Prieto D, M Reinés, M Díaz, V González, T Tcherva, C Rodríguez. 2003. Caracterización de la biodiversidad de la fauna edáfica cubana. (Informe final de Proyecto, Facultad de Biología, Universidad de La Habana, Cuba).
- Prieto D, C Rodríguez. 1996. Índices de agregación de los invertebrados de la hojarasca en un bosque siempreverde de la Reserva de la Biosfera de la Sierra del Rosario, Pinar del Río, Cuba. Análisis comparativo. *Revista Biología* 10: 27-35.
- Rodríguez C. 2000. Comunidades de lombrices de tierra en ecosistemas con diferente grado de perturbación. *Revista Biología* 14(2):147-155.
- Rodríguez I, G Crespo, C Rodríguez, E Castillo, S Fraga. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con leucaena para la ceiba de toros. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 36(2): 181-186.

- Sánchez, S. 2007. Acumulación y descomposición de la hojarasca en un pastizal de *Panicum maximum* Jacq. y en un sistema silvopastoril de *P. maximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. Tesis de doctorado. La Habana, Cuba. Instituto de Ciencia Animal. 135 p.
- Sánchez S, F Reyes. 2003. Estudio de la macrofauna edáfica en una asociación de *Morus alba* y leguminosas arbóreas. *Pastos y Forrajes* 26(4): 315-320.
- Serrano A. 2010. Estructura y dinámica de la comunidad de macroinvertebrados edáficos en dos formaciones vegetales de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. Tesis de maestría. Cuba. Universidad de La Habana. 75 p.
- Sims RW. 1980. A classification and the distribution of earthworms suborder Lumbricina (Haplotaxida: Oligochaeta). *Bulletin of the British Museum (Natural History). Zoology* 39(2): 103-124.
- Tsukamoto J, J Sabang. 2005. Soil macro-fauna in an *Acacia mangium* plantation in comparison to that in a primary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia. *Pedobiología* 49: 69-80.
- Velásquez E, P Lavelle, C Rendeiro, M Martins, S Barot, M Grimaldi. 2009. Cambios en las comunidades de plantas influenciados por la macroagregación del suelo a través de las actividades de la macrofauna del suelo en la Amazonía Brasileira. Disponible en <http://www.iamazonica.org.br/conteudo/eventos/biodiversidadedesolo/pdf/Resumos/Velasquez E.>
- Villalobos FJ, R Ortiz, C Moreno, NP Pavón, H Hernández, J Bello, S Montiel. 2000. Patrones de la macrofauna edáfica en un cultivo de *Zea mays* durante la fase postcosecha en La Mancha, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 80: 167-183.
- Villavicencio D, S Tapia-Coral, OG Torres, JT García. 2009. Macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en el Parque Nacional Tingo María, Huánuco, Perú. Disponible en http://www.iamazonica.org.br/conteudo/eventos/biodiversidade_de_solo/pdf/Resumos/Dalia V.

CAPÍTULO 4

COMPOSICIÓN FUNCIONAL DE LA MACROFAUNA EDÁFICA EN CUATRO USOS DE LA TIERRA EN LAS PROVINCIAS DE ARTEMISA Y MAYABEQUE, CUBA

Resumen

El estudio tuvo como objetivo analizar la composición funcional de la macrofauna del suelo en función de diferentes usos de la tierra: bosques secundarios, pastizales, áreas de cultivos varios destinadas a la producción de papa y cañaverales. Estos sistemas de uso de la tierra estuvieron localizados en las provincias Artemisa y Mayabeque. En cada área la macrofauna edáfica fue recolectada en octubre, al final del período lluvioso del año 2009, siguiendo la metodología del TSBF. El procesamiento de los datos incluyó la determinación de la densidad y la biomasa de los grupos funcionales de la macrofauna, y el análisis estadístico involucró la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Los grupos funcionales de mayor representatividad, en densidad, en la mayoría de los usos de la tierra fueron los ingenieros del suelo y/o los detritívoros, y en biomasa igualmente los detritívoros y/o los herbívoros. La proporción entre los grupos funcionales de la macrofauna del suelo en los diferentes usos dependió de la intensidad del uso de la tierra, el nivel de perturbación del medio edáfico y la disponibilidad de recursos.

Palabras clave: organismos del suelo, uso múltiple de la tierra.

Abstract

The objective of this study was to analyze the functional composition of soil macrofauna in different land use types including secondary forest, pastures, fields with varied crop cultivation destined to potato production and sugarcane fields. The land use systems were located in the Artemisa and Mayabeque provinces. In these systems the edaphic macrofauna was collected in October, at the end of the rainy season of 2009, using the TSBF methodology. The data processing included the determination of the density and biomass of the macrofauna functional groups in each land use, and the statistical analysis implicated the Kruskal-Wallis nonparametric test. The soil engineers and/or detritivores communities were observed to be better represented in density in the majority of land uses, and in biomass, the detritivore and/or herbivore functional groups. The proportion between the functional groups of soil macrofauna in the land uses depended on land use intensity, the disturbance level of the edaphic environment and the availability of resources.

Key words: soil organism, multiple land use.

4.1. Introducción

La actividad que desempeñan los diferentes grupos funcionales que componen la macrofauna edáfica, entre ellos los ingenieros del suelo, los detritívoros, los herbívoros y los depredadores, permite la regulación de los procesos edáficos y el funcionamiento y equilibrio del ecosistema. Los ingenieros del suelo, que involucran grupos consumidores de materia orgánica como las lombrices (Haplotaenidae) y las termitas (Isoptera), y organismos fundamentalmente omnívoros como las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), tienen un impacto específico en el interior del suelo a partir de la transformación de sus propiedades físicas, que favorecen la formación de agregados y la estructura, el movimiento y la retención del agua, así como el intercambio gaseoso (Lavelle, 2000). Los detritívoros, tales como milpiés (Spirobolida, Polydesmida y otros), cochinillas (Isopoda), caracoles (Archaeogastropoda), entre otros, tienen una función a nivel de la superficie del suelo como organismos epigeos, ya que al alimentarse de la hojarasca ayudan en su fragmentación e inician el proceso de descomposición, aumentando la superficie de exposición para el ataque de la microflora.

Los herbívoros incluyen algunas familias de coleópteros (Coleoptera), hemípteros (Hemiptera) y otros órdenes de insectos, y los depredadores primordialmente a los arácnidos (Araneae, Opiliones, Pseudoscorpionida) y ciempiés (Geophilomorpha, Scolopendromorpha, Lithobiomorpha), los cuales intervienen a otros niveles de la cadena trófica al consumir material vegetal y animal vivo, respectivamente, lo que origina la riqueza y calidad de estos materiales en el suelo (Lavelle, 1997). De acuerdo con lo planteado por Zerbino *et al.* (2008), las interacciones entre todos los grupos funcionales están determinadas por los recursos disponibles en los distintos usos de la tierra.

En un gradiente desde ecosistemas seminaturales hasta agroecosistemas existen características peculiares en el medio edáfico, incluyendo su biota asociada. En los ecosistemas del trópico húmedo tales como bosques, sistemas agroforestales, pastizales y policultivos, numerosos autores detectan la dominancia en términos de densidad de los artrópodos detritívoros y los grupos ingenieros del ecosistema; mientras que dentro de los ingenieros, las lombrices de tierra endógeas constituyen el mayor componente en biomasa (Barros *et al.*, 2002; Huerta *et al.*, 2008). Granados y Barrera (2007) plantean que los primeros colonizadores de la macrofauna edáfica son aquellos capaces de explotar el contenido de materia orgánica en los sistemas con un aporte continuo y abundante de esta, seguidos por los depredadores que se alimentan de los grupos favorecidos y, por último, van apareciendo grupos omnívoros y herbívoros. En el caso de los sistemas herbáceos, con influencia casi total de gramíneas y donde hay gran cantidad de fitomasa aérea y subterránea, los mayores componentes de la macrofauna son los herbívoros; también están favorecidas las lombrices y las termitas, estimuladas por la mineralización del carbono a partir de los exudados radicales (Laossi *et al.*, 2008).

En Cuba aún son insuficientes los estudios que hacen énfasis en la separación de los grupos funcionales de la macrofauna edáfica, para el análisis de su función en los ecosistemas. En este sentido se pueden mencionar algunos trabajos desarrollados específicamente con las comunidades de lombrices de tierra (Rodríguez, 2000; Martínez, 2002), aunque existen estudios de la macrofauna que tienen en cuenta la caracterización de su composición funcional y trófica en sistemas agroecológicos en el país (Cabrera Dávila *et al.*, 2007).

Este estudio tiene como objetivo el análisis de la composición funcional de la macrofauna del suelo en cuatro usos de la tierra, cuyos sistemas de estudio se localizan en las provincias Artemisa y Mayabeque.

4.2. Materiales y Métodos

Descripción de los usos de la tierra estudiados

Se estudió un gradiente de uso de la tierra que involucró cuatro usos: bosques secundarios, pastizales, áreas de cultivos varios destinadas a la producción de papa y cañaverales. Estos usos se escogieron dentro de la Llanura Roja de la antigua provincia La Habana, actualmente localizada entre las provincias Artemisa y Mayabeque. El tipo de suelo en todos los usos fue Ferralítico Rojo, según la clasificación de Hernández *et al.* (1999).

Dentro del uso bosques secundarios, se trabajaron tres áreas ubicadas en las localidades de Managua, Nazareno (municipio San José de las Lajas) y Aguacate (municipio Madruga) de la provincia Mayabeque. Estas áreas tuvieron diferentes niveles de regeneración/antropización, edades de 40 a 120 años y extensiones entre dos y cinco hectáreas. Presentaron vegetación del tipo semidecídua, donde dominaron en el estrato arbóreo especies frutales y maderables, entre ellas: mamey colorado (*Pouteria sapota* H.E. Moore & Stearn), mango (*Mangifera indica* L.), caimito (*Chrysophyllum cainito* L.), framboyán rojo (*Delonix regia* (Boj. ex Hooker) Raf.), palma real (*Roystonea regia* (Kunth) O.F. Cook), baría (*Cordia gerascanthus* L.), ocuje (*Calophyllum inophyllum* L.), yamagua (*Guarea guidonia* (L.) Sleumer), teca (*Tectona grandis* L. fil.), caoba de Cuba (*Swietenia mahagoni* (L.) Jacq.), cedro (*Cedrela odorata* L.), pino (*Pinus* sp.) y majagua (*Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell).

Para el uso pastizales se escogieron dos áreas de trabajo en el municipio San José de las Lajas de la provincia Mayabeque, con una extensión máxima de 12 ha. Consistieron en pastizales naturalizados con más de 25 años de explotación y las especies de pastos principales fueron: hierba de guinea (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs) y pasto estrella (*Cynodon nlemfuensis* Vanderhyst), que presentaron una cobertura entre 80 y 90%. En ellos hubo pastoreo de ganado vacuno de las razas Holstein y Siboney, y el manejo fue principalmente rotacional racional intensivo con carga animal media de 2,8 UGM ha⁻¹.

En el caso de los cultivos varios, cuyo cultivo principal fue la papa (*Solanum tuberosum* L.), se seleccionaron tres áreas en los municipios Güira de Melena (provincia Artemisa), Batabanó y Güines, pertenecientes a Mayabeque. Los sitios seleccionados tuvieron extensiones entre 20 y 50 ha y el cultivo principal se encontró en constante rotación con boniato (*Ipomoea batata* (L.) Lam.), malanga (*Colocasia esculenta* (L.) Schott), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), maíz (*Zea mays* L.), calabaza (*Cucurbita moschata* (Duch. ex Lam.) Duch. ex Poir) y yuca (*Manihot esculenta* (L.) Crantz). Entre la vegetación indeseable en las áreas se destacaron: don Carlos (*Sorghum halepense* (L.) Pers.), cebolleta (*Cyperus rotundus* L.), bledo (*Amaranthus hybridus* L.) y romerillo (*Bidens pilosa* L.). Fueron áreas dedicadas a la agricultura por más de 10 años, fundamentalmente con labranza tradicional y riego eléctrico por aspersión. La aplicación de NPK en estos sistemas fue de 1 490 kg ha⁻¹ año⁻¹ y la de urea osciló entre 224 y 298 kg ha⁻¹ año⁻¹.

Para el uso cañaverales, los tres sitios escogidos con caña de azúcar (*Saccharum officinarum* L.) se ubicaron en los municipios Güira de Melena (provincia Artemisa), San Nicolás de Bari y Madruga pertenecientes a Mayabeque, ocupados por las variedades CP 52-43 y C 86-12, C 323-68 y C 86-56, respectivamente. Cada área de caña de azúcar estudiada tuvo más de 20 años de explotación y una extensión de alrededor de 15 ha. Las plantas arvenses fundamentales en los sistemas fueron don Carlos, cebolleta, sancaraña (*Rottboellia cochinchinensis* L.F.) y pata de gallina (*Eleusine indica* (L.) Gaertn). Tuvieron sistemas de riego por gravedad y sistema eléctrico de enrolladores; la fertilización química fue de: 50-60 kg ha⁻¹ año⁻¹ de urea, 20-83 kg ha⁻¹ año⁻¹ de K₂O y 25 kg ha⁻¹ año⁻¹ de P₂O₅.

Muestreo y procesamiento de la macrofauna edáfica

El muestreo se hizo al final del período lluvioso del año 2009, en el mes de octubre. Este es el momento descrito como idóneo para la recolecta, debido a la mayor actividad de la macrofauna. En las diferentes áreas de uso de la tierra, la recolección de la macrofauna se realizó según la Metodología del Programa Internacional Biología y Fertilidad del Suelo Tropical o TSBF (Anderson e Ingram, 1993; Lavelle *et al.*, 2003). En cada área o réplica de uso de la tierra se extrajeron ocho monolitos de suelo de 25 x 25 cm, hasta 30 cm de profundidad, distanciados entre sí a 20 m o más, y donde la macrofauna se recolectó manualmente *in situ*.

Desde el punto de vista funcional la macrofauna fue agrupada en cuatro gremios fundamentales: ingenieros del suelo, detritívoros, herbívoros y depredadores, de acuerdo con Lavelle (1997) y Zerbino *et al.* (2008). Se realizó el análisis de estos cuatro grupos funcionales, ya que tienen definida su función en el ecosistema y por el efecto que causan sobre la transformación de las propiedades del suelo. La identificación taxonómica se realizó a nivel de orden y familia, y solo un orden (Coleoptera) fue identificado hasta subfamilia para definir el grupo funcional (Brinkhurst y Jamieson, 1971; Borror *et al.*, 1976; Sims, 1980; Pérez-Asso, 1995, 1996, 1998; Brusca y Brusca, 2003). Se determinó la densidad en función del número de individuos y la biomasa a partir del peso húmedo en la solución preservante, de los diferentes grupos funcionales para cada uso de la tierra.

Con el propósito de determinar las variaciones de la densidad y la biomasa para cada uno de los grupos funcionales, entre usos, se empleó el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis y como prueba a posteriori para la comparación de medias, se utilizó la U de Mann-Whitney con ajuste de Bonferroni. El procesamiento estadístico se realizó a través del programa PAST-1.75, 2001.

4.3. Resultados

La macrofauna pudo ser asociada a los grupos funcionales de ingenieros del suelo, detritívoros, herbívoros y depredadores, los cuales estuvieron siempre presentes en todos los usos de la tierra. Dentro de los detritívoros, los órdenes de la macrofauna comúnmente encontrados en la mayoría de los usos fueron Blattodea, Isopoda, Polydesmida, Polyxenida y Spirobolida, y de Coleoptera solo la familia Tenebrionidae. En el caso de los herbívoros, se observaron en todos los usos las larvas de coleópteros pertenecientes a las familias Scarabaeidae y Elateridae (Elaterinae), cuyos hábitos alimentarios responden a la herbivoría de raíces, y al orden Hemiptera que se incluye como herbívoros foliares (afectan el follaje pero se pueden encontrar en el suelo). Para los depredadores, las unidades taxonómicas coincidentes fueron Araneae, Scolopendromorpha y adultos de Coleoptera de las familias Carabidae y Staphylinidae (Staphylininae) (Tabla 4.1).

En cuanto a la densidad, en los bosques secundarios prevalecieron los detritívoros (701 ind.m⁻²) seguidos en una menor cantidad por los ingenieros (320 ind.m⁻²), los depredadores (96 ind.m⁻²) y, por último, los herbívoros (38 ind.m⁻²). En los pastizales y los cultivos varios dominaron los ingenieros del suelo (386 y 179 ind.m⁻², respectivamente) seguidos de los herbívoros (116 y 36 ind.m⁻²), y con menor densidad se encontraron los detritívoros (51 y 28 ind.m⁻²) y los depredadores (25 y 18 ind.m⁻²). Respecto a esta misma variable, en los cañaverales también se ubicaron en primer lugar los ingenieros del suelo (124 ind.m⁻²) y posteriormente, casi a un mismo nivel, los detritívoros (69 ind.m⁻²) y los depredadores (63 ind.m⁻²); los menos representados en este uso fueron los herbívoros (19 ind.m⁻²) (Fig. 4.1).

En el caso de la biomasa, los bosques secundarios respondieron al mismo patrón de la densidad, con el orden decreciente de detritívoros (33 gm⁻²) - ingenieros (27 gm⁻²) -

depredadores (2,8 gm⁻²) - herbívoros (2,1 gm⁻²). En los pastizales se hallaron como dominantes los herbívoros (4,6 gm⁻²) y a continuación los detritívoros (2 gm⁻²), ingenieros (1,2 gm⁻²) y depredadores (0,2 gm⁻²). En los cultivos varios predominaron casi al unísono herbívoros (3,4 gm⁻²) e ingenieros (3,0 gm⁻²), y con biomasa muy baja siguieron los detritívoros (1,1 gm⁻²) y los depredadores (0,1 gm⁻²). En los cañaverales se destacaron los detritívoros (5,6 gm⁻²), y el resto de los grupos funcionales estuvieron pobremente representados en biomasa en este uso (herbívoros: 0,7 gm⁻², depredadores: 0,6 gm⁻², ingenieros: 0,1 gm⁻²). Se obtuvieron diferencias significativas entre los usos para los diferentes grupos funcionales, tanto en densidad como en biomasa (p < 0,05), excepto en los herbívoros respecto a la biomasa (p > 0,05) (Fig. 4.1).

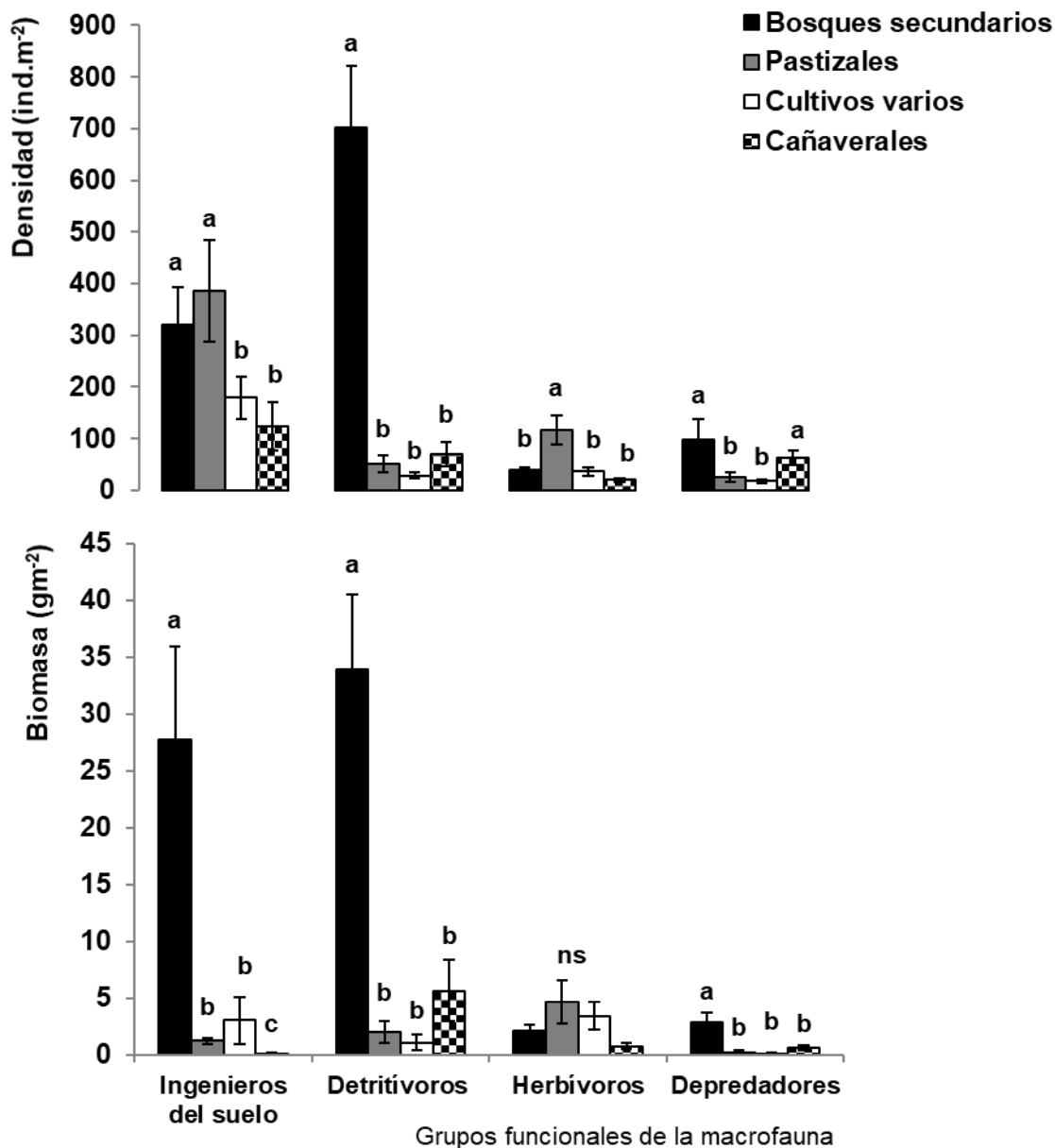
Tabla 4.1. Composición funcional de la macrofauna del suelo en cada sistema de uso de la tierra.

Grupo funcional	Orden ¹ -Familia-Subfamilia ²	Bosques secundarios	Pastizales	Cultivos varios	Cañaverales
Ingenieros del suelo	Haplotaxida ¹				
	Glossoscolecidae	x	x		
	Megascolecidae		x	x	x
	-	x			
	Hymenoptera ¹				
	Formicidae	x	x	x	x
	Isoptera ¹				
Termitidae	x	x			
Detritívoros	Archaeogastropoda ¹				
	Bradybaenidae	x			
	Camaenidae	x			
	Helicinidae	x			
	Polygyridae			x	
	Sagdidae	x			
	Subulinidae	x	x		
	Urocoptidae	x			
	Veronicellidae	x	x		
	Blattodea ¹				
	-	x	x	x	x
	Coleoptera ¹				
	Nitidulidae	x		x	
	Staphylinidae				
	Osoriinae ²	x	x		
	Tenebrionidae	x		x	x
	Dermaptera ¹				
	Carcinophoridae	x		x	
	Diptera ¹				
	-	x			x
	Isopoda ¹				
	Armadillidae	x	x		x
	Platyarthridae	x	x		
Trachelipidae		x		x	
Polydesmida ¹					
Paradoxosomatidae	x	x	x		
Sphaerodesmidae	x				

Tabla 4.1. Continuación.

Grupo funcional	Orden¹-Familia-Subfamilia²	Bosques secundarios	Pastizales	Cultivos varios	Cañaverales
Detritívoros	Polyxenida ¹				
	-	x	x		x
	Spirobolida ¹				
	Rhynocricidae	x			
	Spirobolellidae	x			
	Trigoniulidae	x	x		x
Stemmiulida ¹					
Stemmiulidae	x				
Herbívoros	Coleoptera ¹				
	Attelabidae			x	
	Cerambycidae			x	
	Chrysomelidae			x	
	Curculionidae	x		x	x
	Elateridae				
	Elaterinae ²	x	x	x	x
	Scarabaeidae	x	x	x	x
	Hemiptera ¹				
	-	x	x	x	x
	Lepidoptera ¹				
	-			x	x
	Orthoptera ¹				
-	x		x		
Depredadores	Araneae ¹				
	-	x	x	x	x
	Opiliones ¹				
	Cosmetidae	x			
	-	x			
	Pseudoscorpionida ¹				
	Bochicidae		x		
	-				x
	Archaeogastropoda ¹				
	Oleacinidae	x			
	Coleoptera ¹				
	Carabidae	x	x	x	x
	Elateridae				
	Pyrophorinae ²	x			x
	Staphylinidae				
	Staphylininae ²		x	x	x
	Aleocharinae ²		x		
	Geophilomorpha ¹				
	Ballophilidae	x			
	Geophilidae				x
Lithobiomorpha ¹					
-			x		
Scolopendromorpha ¹					
Scolopocryptopidae	x	x			
Scolopendridae				x	

(-): No determinado, (x): indica presencia



Medias con letras distintas, entre columnas para un mismo grupo funcional, indican diferencias significativas a $p < 0,05$. Las barras verticales indican el error estándar.

Fig. 4.1. Densidad y biomasa promedio de los grupos funcionales de la macrofauna del suelo en cada sistema de uso de la tierra.

4.4. Discusión

Los ingenieros del suelo en los bosques secundarios y en general en todos los usos, respecto a la densidad, tuvieron una fuerte influencia de termitas u hormigas, y en la biomasa se destacaron las lombrices de tierra. Luizão (1995) y Barros *et al.* (2002) también encuentran mayor densidad de estos insectos sociales entre toda la fauna edáfica en los bosques, los pastizales y los sistemas de cultivos de la Amazonía brasileña, y Villavicencio *et al.* (2009) detectan a los ingenieros del suelo, incluyendo las lombrices de tierra, como los más abundantes en los bosques y los sistemas agroforestales de Perú.

En particular, el comportamiento de las lombrices de tierra indicó el nivel de intervención antrópica por la intensidad del uso de la tierra y el grado de perturbación del medio edáfico, como también hallan diversos autores al evaluar el cambio de estas comunidades ante el impacto de diferentes usos de la tierra y por el efecto de distintos manejos del terreno en el trópico (Rodríguez, 2000; Feijoo *et al.*, 2007).

Los bosques presentaron los mayores valores de densidad (103 ind.m⁻²) y biomasa (27 gm⁻²) de lombrices de tierra, a pesar de ser de formación secundaria pero con mayor estabilidad al no tener actividades de laboreo continuo ni pastoreo, con relación a los restantes usos. Le siguieron los pastizales en cuanto a la densidad (31 ind.m⁻²), los cuales se caracterizaron por un grado de intervención media por acción solo de la actividad de pastoreo, y por último los cultivos varios (21 ind.m⁻²) y los cañaverales (1,33 ind.m⁻²) que tuvieron un nivel superior de perturbación por la práctica reiterada de procedimientos agrícolas y menor sombra debido a la ausencia del estrato arbóreo; esto último también fue característico en el uso de pastizales, lo que provocó severos daños en las poblaciones de lombrices. No obstante, los cultivos varios tuvieron valores de biomasa ligeramente más altos (2,93 gm⁻²) que los pastizales (0,88 gm⁻²) y los cañaverales (0,012 gm⁻²), lo que pudo deberse a que en algunos de los sistemas de cultivos varios hubo mayor cobertura del suelo y riqueza de exudados radicales, como producto de la invasión de plantas arvenses y la presencia de cultivos de rotación como el frijol que beneficia el entorno edáfico por el aporte de nutrientes, todo lo cual pudo resultar en provecho de las lombrices de tierra.

La proporción de detritívoros dentro de la comunidad de la macrofauna, también puede indicar el estado de perturbación de un ecosistema. Los detritívoros en el presente estudio, como ya fue mencionado, tuvieron una mejor representación en densidad y biomasa en los bosques secundarios, y los más reducidos valores en los pastizales y los cultivos varios. En el uso cañaverales, en biomasa, los detritívoros constituyeron el grupo predominante en relación con los otros grupos funcionales, pero con valores muy bajos y similares a los de los pastizales y los cultivos varios (Fig. 4.1).

Acerca de la afectación de la comunidad de detritívoros en los sistemas con diferente grado de perturbación, Rodríguez *et al.* (2002) informan que un factor definitivo para su establecimiento es la calidad de la hojarasca expresada por una baja relación Carbono/Nitrógeno; en cambio, Zerbino *et al.* (2008) enfatizan que los detritívoros, como organismos desprotegidos en la superficie del suelo, se reducen drásticamente por las variaciones bruscas en las condiciones de temperatura y humedad de este debido a la menor cobertura y cantidad de residuos, y a una mayor exposición a la radiación solar en aquellos ecosistemas alterados. Estas características imperaron en los usos de este estudio que tuvieron menos sombra y un manejo más profundo y constante del suelo; de ahí que hayan manifestado una comunidad reducida de detritívoros respecto a los bosques secundarios, principalmente los pastizales y los cultivos varios.

Por su parte, Barraqueta (2001) y Villavicencio *et al.* (2009) afirman que las transformaciones en las condiciones ambientales del suelo originadas por la actividad agrícola y la consecuente destrucción mecánica de los microhábitats, tienen una repercusión negativa sobre los principales grupos descomponedores de la materia orgánica, como los milpiés, cochinillas y caracoles. También expresan que la aplicación de tratamientos menos fuertes que permitan una conservación, en mayor o menor medida, de la vieja capa de hojarasca y de la estructura del suelo, posibilita una protección fundamental de estas comunidades faunísticas y de su función.

Los herbívoros no solo tuvieron una fuerte constitución en densidad y biomasa en los usos pastizales y cultivos varios; también en este último estuvieron representados por algunas

familias del orden Coleoptera consideradas plagas y que son frecuentes en los cultivos agrícolas (por ejemplo: Attelabidae y Chrysomelidae, Tabla 4.1).

Es válido referir que en el estudio en general, el orden Coleoptera fue el de mayor variedad de grupos funcionales (familias detritívoras, herbívoras y depredadoras), con incidencia tanto de larvas como de adultos. Villalobos *et al.* (2000) señalan que cada estado del desarrollo (larva o adulto) en diferentes organismos del suelo, puede desempeñar un papel exclusivo en el ambiente edáfico en un momento dado. Estos autores destacan además a Elateridae y Scarabaeidae como familias más comunes de Coleoptera y con presencia de larvas y/o adultos, en el perfil edáfico. Otras familias importantes en el suelo son Curculionidae, Tenebrionidae, Nitidulidae, Carabidae y Staphylinidae (Menéndez, 2010). Las larvas de Coleoptera, con su hábito de vida endógeo, pueden actuar en la transformación de las propiedades físicas del suelo, y los adultos explotan principalmente los recursos útiles de la superficie.

En este trabajo, las larvas de Scarabaeidae y Elateridae (Elaterinae) como herbívoros de raíces, pudieron beneficiarse debido a la disponibilidad del recurso alimentario por la mayor densidad de raíces, sobre todo de las gramíneas en los pastizales, y de los cultivos y las plantas arvenses acompañantes en los sistemas de cultivos varios. Según Hernández (1999), en los ecosistemas de sabanas y pastizales el desarrollo radical puede exceder el 80% del peso total de la planta, y menciona que grandes cantidades de raíces sirven de soporte a los microorganismos y a la fauna de la comunidad edáfica.

Las áreas de cultivos varios, por su parte, estuvieron sometidas a un sistema de rotación. De acuerdo con lo planteado por Fraser (1994), la rotación de diferentes cultivos en el tiempo diversifica la biomasa vegetal aérea y produce modificación en el ambiente edáfico por la selectividad en la absorción y el aporte de nutrientes, debido a las excreciones radiculares y la entrada de detritos y raíces en el medio, todo lo cual contribuye a la presencia de diversos organismos, entre ellos los herbívoros foliares.

En la mayor representación de depredadores (en densidad y biomasa) en los usos bosques secundarios y cañaverales, quizás influyó la mayor cantidad de detritívoros en estos usos, que pudieron servir de alimento a dicho grupo funcional. No obstante, Pontégnie *et al.* (2005) asocian la presencia de determinados grupos depredadores, entre ellos Araneae, con factores abióticos como la temperatura y la humedad, y no con la disponibilidad de sus presas. Estos mismos autores también señalan algunos órdenes medianamente sensibles a los disturbios en el medio edáfico, tales como Geophilomorpha y Scolopendromorpha de la clase Chilopoda. Por el contrario, para las familias Carabidae y Staphylinidae del orden Coleoptera, se menciona la importancia de la cantidad de alimento disponible en la selección de sus hábitats, y son consumidores principalmente de huevos, larvas y adultos de otros pequeños insectos (Baloriani *et al.*, 2009).

Anteriormente, Lee (1985) informa que los sistemas de cultivos anuales intensivos alojan menores poblaciones de depredadores, y con posterioridad Zerbino *et al.* (2008) encuentran que los depredadores presentan una mayor riqueza y abundancia en los sistemas de cultivos continuos, y Araneae es uno de los táxones fundamentales; ello coincide, en parte, con los resultados del presente trabajo, ya que la aparición de este orden no solo fue en los cañaverales y cultivos varios, también estuvo presente en los pastizales y los bosques secundarios. Estos últimos autores constatan que los ambientes que se caracterizan por bajos contenidos en materia orgánica, altos valores de fósforo y de arcilla y conductividad eléctrica, se correlacionan positivamente con este grupo funcional.

De modo general, como asegura Zerbino *et al.* (2008) las diferencias en la proporción de los grupos funcionales de las comunidades de la macrofauna en diferentes usos de la tierra,

pueden ser atribuibles a la riqueza de las especies vegetales, a los cambios en las propiedades del suelo y al manejo, que a su vez determinan la cantidad y la calidad de los recursos y afectan las interacciones entre los grupos.

4.5. Conclusiones

Los grupos funcionales de mayor representatividad en densidad en todos los usos de la tierra son los ingenieros del suelo y/o los detritívoros; posteriormente se ubican los herbívoros y los depredadores, excepto en los pastizales y los cultivos varios donde los herbívoros ocupan el segundo lugar en importancia. En biomasa, igualmente los detritívoros y/o los herbívoros son dominantes en los usos estudiados; no obstante, en los bosques secundarios este último grupo presenta la biomasa más baja. Con valores muy deprimidos en biomasa prevalecen los ingenieros y los depredadores, aunque los ingenieros se destacan como segundo grupo en los bosques secundarios y los cultivos varios, por influencia de las lombrices de tierra. La proporción de los diferentes grupos funcionales de la macrofauna del suelo varía en función de la intensidad del uso de la tierra, el nivel de perturbación del medio edáfico y la disponibilidad de recursos.

4.6. Referencias bibliográficas

Anderson JM, JSI Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. Wallingford, UK. CAB International. 221 p.

Baloriani G, MF Paleologos, ME Marasas, SJ Sarandon. 2009. Abundancia y riqueza de la macrofauna edáfica (Coleoptera y Araneae) en invernáculos convencionales y en transición agroecológica. Arana. Argentina. *Revista Brasileira de Agroecología* 4(2): 1733-1737.

Barraqueta, P. 2001. La fauna del suelo: entre la repoblación forestal y la tala. En Salinas MD, MC de la Huerca, C Giménez coord. Conservación, uso y gestión de los sistemas forestales. VI Jornada de Urdaibai sobre desarrollo sostenible. Departamento de ordenación del territorio, vivienda y medio ambiente. España. p. 257-261.

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(5): 338-347.

Borror D, DM DeLong. 1976. An introduction to the study of Insects. New York. 852 p.

Brinkhurst RO, BGM Jamieson. 1971. Aquatic Oligochaeta of the world. Oliver and Boyd. Edinburgh, Scotland. 860 p.

Brusca R, G Brusca. Invertebrates. Massachusetts, USA. Sinauer Associates. Sunderland. 936 p.

Cabrera Dávila G, MA Martínez, C Rodríguez. 2007. La macrofauna del suelo en sistemas agroecológicos en Cuba. *Brenesia* 67:45-57.

Feijoo A, M Zúñiga, H Quintero, P Lavelle. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes* 30(2): 235-249.

Fraser B. 1994. The impact of soil and crop management practices on soil macrofauna. En Pankhurst CE, BM Doube eds. Soil biota. Management in sustainable farming systems. Australia. CSIRO. p. 125-132.

Granados A, JI Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, DC. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial II* 12: 73-84.

Hernández A, JM Pérez, D Bosch, L Rivero, E Camacho, J Ruíz, EJ Salgado, R Marsán, A Obregón, JM Torres, JE González de la Torre, R Orellana, J Paneque, P Nápoles, E Fuentes, JL Duran, J Peña, G Cid, D Ponce de León, M Hernández, E Frometa, L Fernández, N Carcés, M Morales, E Suárez, E Martínez, JM Ruíz de León. 1999. Nueva versión de la clasificación genética de los suelos de Cuba. La Habana. Ministerio de la Agricultura. 26 p.

Hernández, L. 1999. Fitomasa subterránea en un pastizal de *Paspalum notatum* en la Sierra del Rosario, Cuba. Tesis de maestría. La Habana, Cuba. Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA.. 81 p.

Huerta E, J Rodríguez, I Evia, E Montejo, M Mondragón, R García. 2008. Relación entre la fertilidad del suelo y su población de macroinvertebrados. *Terra Latinoamericana* 26(2): 171-181.

Laossi KR, S Barot, D Carvalho, T Desjardins, P Lavelle, M Martins, D Mitja, AC Rendeiro, G Rousseau, M Sarrazin, E Velásquez, M Grimaldi. 2008. Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian Pastures. *Pedobiologia* 51: 397-407.

Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research* 24: 93-132.

Lavelle P. 2000. Ecological challenges for soil science. *Soil Sciences* 165: 73-86.

Lavelle P, B Senapati, E Barros. 2003. Soil Macrofauna. *En* Schroth G, FL Sinclair eds. Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods. CABF Publishing. UK. p. 303-323.

Lee KE. 1985. Earthworms: their ecology and relationships with soil and land use. USA. Academic Press. 411 p.

Luizão FJ. 1995. Ecological studies in contrasting forest types in Central Amazonia. Tesis de doctorado. Reino Unido. Universidad de Stirling. 288 p.

Martínez MA 2002. Comunidades de oligoquetos (Annelida: Oligochaeta) en tres ecosistemas con diferente grado de perturbación en Cuba. Tesis de doctorado. Cuba. Instituto de Ecología y Sistemática. 93 p.

Menéndez YI. 2010. Caracterización de la coleopterofauna edáfica en tres formaciones vegetales del área protegida de recursos manejados de Escaleras de Jaruco-Loma "El Cheche" (La Habana, Cuba). Tesis de Diploma. Cuba. Facultad de Biología, UH. 80 p.

Pérez-Asso AR. 1995. A new milliped genus of the family Chelodesmidae (Diplopoda: Polydesmida) from Cuba. *Insecta Mundi* 9(1-2): 171-176.

Pérez-Asso AR. 1996. The genus *Nesobolus* (Diplopoda:Spirobolida: Rhinocricidae) in Cuba. *Insecta Mundi* 10(1-4): 1-12.

Pérez-Asso AR. 1998. Revisión y Nuevas especies del género *Spirobolellus* (Diplopoda: Spirobolellidae) en la Isla de Cuba. *Caribbean Journal of Science* 34(1-2): 67-83.

Pontégnie M, GB Warnaffe, P Lebrun. 2005. Impacts of silvicultural practices on the structure of hemi-edaphic macrofauna community. *Pedobiología* 49:199-210.

Rodríguez C. 2000. Comunidades de lombrices de tierra en ecosistemas con diferente grado de perturbación. *Revista Biología* 14(2): 147-155.

Rodríguez I, G Crespo, C Rodríguez, E Castillo, S Fraga. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con leucaena para la ceba de toros. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 36(2): 181-186.

Sims RW. 1980. A classification and the distribution of earthworms suborder Lumbricina (Haplotaxida: Oligochaeta). *Bulletin of the British Museum (Natural History). Zoology* 39(2): 103-124.

Villalobos FJ, R Ortiz, C Moreno, NP Pavón, H Hernández, J Bello, S Montiel. 2000. Patrones de la macrofauna edáfica en un cultivo de *Zea mays* durante la fase postcosecha en La Mancha, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 80: 167-183.

Villavicencio D, S Tapia-Coral, OG Torres, JT García. 2009. Macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en el Parque Nacional Tingo María, Huánuco, Perú. Disponible en http://www.iamazonica.org.br/conteudo/eventos/biodiversidade_de_solo/pdf/Resumos/Dalia_V.

Zerbino MS, N Altier, A Morón, C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* XII(1): 44-55.

CAPÍTULO 5

CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA DE LA MACROFAUNA EDÁFICA EN DOS SITIOS DE BOSQUE SIEMPREVERDE EN EL SALÓN, SIERRA DEL ROSARIO, CUBA

Resumen

Se estudiaron la riqueza, abundancia, diversidad y composición funcional de la macrofauna del suelo en dos sitios de bosque siempreverde medio (Helechal y Vallecito), ubicados en la Reserva Ecológica El Salón de la Sierra del Rosario; y se analizaron con respecto a otros sistemas de uso de la tierra evaluados en Cuba. La macrofauna fue recolectada *in situ*, de monolitos de 25 × 25 × 20 cm extraídos del suelo. Se encontraron en este tipo de ecosistema, 34 familias de la macrofauna edáfica pertenecientes a 18 órdenes. El sitio Vallecito mostró una mayor riqueza de familias, densidad y diversidad de la macrofauna (34 familias, 1298,5 ind.m⁻² y H'= 2,72) en comparación con Helechal (19 familias, 749,2 ind.m⁻² y H'= 2,57), aunque solo la riqueza arrojó diferencias significativas entre las dos localidades. La estacionalidad en el muestreo marcó las variaciones entre los sitios, el cual se realizó en un mes de lluvia en Helechal (octubre de 2009) y en un mes de seca en Vallecito (marzo de 2011). La composición funcional de la comunidad edáfica fue similar en ambos sitios, donde los gremios más sobresalientes fueron los detritívoros de la hojarasca, los ingenieros del suelo y los depredadores. No obstante, las familias dominantes dentro de cada grupo funcional cambiaron entre sitios. La estructura encontrada de la macrofauna fue muy parecida a la de otros bosques tropicales, y apenas cambió con relación a bosques secundarios estudiados en Cuba, pero sí respecto a sistemas más perturbados como pastizales y cultivos.

Palabras clave: bosque siempreverde tropical, macroinvertebrados del suelo, diversidad funcional.

Abstract

The richness, abundance, diversity and functional composition of soil macrofauna were studied in two sites of the evergreen medium forest (Helechal and Vallecito), located at the Ecological Reserve El Salón from Sierra del Rosario; they were analyzed with respect to other land use systems evaluated in Cuba. The macrofauna was collected *in situ* from 25 × 25 × 20 cm monoliths extracted from the soil. In this type of ecosystem, 34 families of the edaphic macrofauna belonging to 18 orders were found. The Vallecito site showed higher families richness, density and diversity of the macrofauna (34 families, 1298,5 ind.m⁻² and H'= 2,72) compared to Helechal (19 families, 749,2 ind.m⁻² and H'= 2,57). Although, only richness showed significant differences between the two locations. The seasonality in the sampling marked the variations between the sites, which was carried out during a rainy month in Helechal (October 2009) and during a dry month in Vallecito (March 2011). The functional composition of the edaphic community was similar in both sites, where the most outstanding guilds were litter detritivores, soil engineers and predators. However, the dominant families within each functional group changed between sites. The structure found of the macrofauna was very similar to those of other tropical forests, and hardly changed in relation to secondary forests studied in Cuba, although it did change in relation to more disturbed systems such as pastures and crops.

Key words: tropical evergreen forest, soil macroinvertebrates, functional diversity.

5.1. Introducción

Los macroinvertebrados edáficos (mayores de 2 mm de diámetro) regulan los procesos físico-químicos del suelo, y son valorados como bioindicadores de calidad o alteración ambiental. Entre los grupos funcionales de la macrofauna que determinan el equilibrio y el funcionamiento del medio edáfico se pueden encontrar los ingenieros del suelo o del ecosistema, los detritívoros de la hojarasca, los herbívoros y los depredadores. Los ingenieros del ecosistema cambian la estructura física del terreno, los detritívoros ayudan en la fragmentación de la hojarasca y estimulan el proceso de descomposición, y los herbívoros y los depredadores controlan la disponibilidad de los recursos del hábitat (Ruiz *et al.*, 2008).

La distribución de los invertebrados terrestres depende de varios factores, entre ellos, las precipitaciones o la estacionalidad del clima; que a la vez definen la temperatura y la humedad del suelo, de modo que son las variables edafo-climáticas que más influyen sobre estas comunidades en los suelos tropicales. Generalmente, es en la época lluviosa, y no en la de seca, donde se encuentra la mayor diversidad y abundancia de la fauna edáfica, pues el agua contribuye con procesos vitales de estos organismos como la respiración, reproducción y alimentación (Souza *et al.*, 2016). No obstante, dicho patrón puede variar dentro del período lluvioso según las características del ecosistema y el tipo de suelo, que propician condiciones de exceso de agua; ante las cuales las comunidades edáficas disminuyen ya que salen a la superficie o migran a estratos profundos del suelo, en busca de micro-ambientes más apropiados para su establecimiento (Herrera *et al.*, 1988). En una investigación realizada en bosques tropicales de diferentes edades en Brasil durante la época de seca, se encuentra una alta densidad de la macrofauna del suelo, mediada por el alto número de insectos sociales recolectados; resultados que se refieren coincidentes con otros obtenidos durante el período seco con respecto al período húmedo (Amazonas *et al.*, 2018).

También la transformación de los ecosistemas naturales a agroecosistemas provoca cambios negativos en la composición y estructura de la macrofauna edáfica, producto del impacto directo sobre la cobertura vegetal y la estructura física del suelo. Las variaciones ocurridas en estas comunidades obedecen en primera instancia al cambio y a la intensidad del uso de la tierra, y además a variables edáficas condicionadas por la pérdida del componente vegetal y por la intensidad de manejo, tales como la temperatura, la humedad, la textura, el estatus nutricional y el contenido de materia orgánica (Ruiz *et al.*, 2008). En comparación con otros ecosistemas, los bosques presentan una composición vegetal diversa y una amplia capa de hojarasca, la cual al depositarse en el suelo como mantillo crea un microclima favorable, y sirve de microhábitat y alimento para muchos organismos de la fauna edáfica (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012). Diversos estudios en bosques del trópico húmedo exponen valores altos de riqueza taxonómica, diversidad y abundancia de la macrofauna con relación a otros usos de la tierra menos conservados, y también la dominancia de táxones como Hymenoptera, Isoptera, Oligochaeta, Diplopoda y Coleoptera (Rousseau *et al.*, 2013; Marichal *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2016).

En los bosques maduros, los grupos funcionales de la macrofauna mayormente favorecidos son los detritívoros y los ingenieros del suelo. Principalmente los detritívoros, como organismos que se alimentan de residuos, son muy sensibles a la degradación (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012). La abundancia y diversidad de estos grupos está asociada a la riqueza y abundancia de especies arbóreas, a una mayor cobertura vegetal, a una alta disponibilidad y calidad de la materia orgánica (Brévault *et al.*, 2007). Durán y Suárez (2013) y Gómez *et al.* (2016) obtienen una estructura funcional definida en bosques y sistemas agroforestales del trópico sobre todo en la estación lluviosa, que responde a mayores valores de abundancia para detritívoros e ingenieros, y menores para depredadores y

herbívoros; y lo justifican mediante la presencia de árboles que componen el dosel, la flora diversificada y la capa de hojarasca que mejora el hábitat y le da protección a esta fauna.

En Cuba, la mayoría de las investigaciones sobre la macrofauna edáfica se han desarrollado en ecosistemas seminaturales y altamente manejados, por ejemplo, en bosques secundarios, sistemas silvopastoriles, pastizales, fincas agropecuarias, cañaverales y cultivos varios, solo durante el período lluvioso (Cabrera Dávila *et al.*, 2011ab; García *et al.*, 2014). En estas investigaciones se hallan los mayores valores de riqueza taxonómica y abundancia en los sistemas con árboles y más estables en el manejo, y los menores en los sistemas de uso más perturbados. Por su parte, Cabrera Dávila *et al.* (2011b) analizan los grupos funcionales de ingenieros del ecosistema, detritívoros de la hojarasca, herbívoros y depredadores; y detectan una mayor abundancia de ingenieros y de detritívoros de la macrofauna en los ecosistemas boscosos, donde hay una mejor conservación del estrato de hojarasca y de la estructura del suelo.

A pesar de estos estudios en varios sistemas de uso de la tierra en Cuba, se cuenta con muy pocos resultados en bosques naturales conservados. Las publicaciones en este tipo de ambiente en el país, reflejan la composición y la estructura de la macrofauna, así como de los grupos claves de Oligochaeta, Diplopoda, Gastropoda y Coleoptera, en el macizo montañoso Sierra del Rosario, donde se realizó el presente estudio (González y Herrera, 1983; González, 1984, 1989; Martínez y Sánchez, 2000). También Cabrera Dávila (2017) realiza la rectificación de la primera lista taxonómica de macroinvertebrados edáficos para el bosque siempreverde mesófilo de la región, la cual queda finalmente constituida por tres phyla, ocho clases y subclases, 21 órdenes, 33 familias identificadas, y a niveles inferiores se mantienen 13 géneros y ocho especies.

Teniendo en cuenta el escaso conocimiento de las comunidades de la macrofauna edáfica en bosques naturales y altamente conservados en Cuba, el presente trabajo persigue como objetivo fundamental determinar y comparar la riqueza de familias, la diversidad, abundancia y composición funcional de la macrofauna del suelo en dos sitios de bosque primario siempreverde dentro de la Reserva Ecológica El Salón en la Sierra del Rosario, que se estudian en diferentes períodos estacionales. Además, analizar estos resultados de la macrofauna con respecto a los obtenidos en otros ecosistemas con diferentes niveles de conservación/perturbación, evaluados anteriormente en el país. Se parte de las hipótesis que: a) las diferencias en cuanto a riqueza y abundancia de la macrofauna entre los dos sitios de bosque siempreverde en estudio responden a la estacionalidad y en específico a la humedad edáfica como factores que influyen sobre estas comunidades, y b) las comunidades de macroinvertebrados edáficos y en particular de organismos detritívoros son más abundantes y diversas en el ecosistema de bosque maduro siempreverde, con respecto a las que se encuentran en otros sistemas de uso de la tierra más alterados por el hombre.

5.2. Materiales y métodos

Características del área de estudio

La Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario pertenece a la Cordillera de Guaniguanico en el occidente de Cuba, y representa uno de los sistemas montañosos más relevantes en el país. La Sierra del Rosario se encuentra fuertemente diseccionada y entre sus formaciones montañosas está El Salón, declarada Reserva Ecológica y considerada área núcleo dentro de esta Reserva de la Biosfera. El Salón es, por ende, una de las zonas de mayor protección e interés conservacionista, donde se destaca el ecosistema de bosque siempreverde mesófilo tropical (Herrera *et al.*, 1988).

Se seleccionaron para el estudio dos sitios en El Salón, denominados Helechal (82° 96' 05" O, 22° 83' 37" N) y Vallecito (82° 58' 17" O, 22° 49' 54" N) (coordenadas WGS84). La selección se basó en la amplia caracterización de la vegetación y los suelos en estos sitios y porque se cuenta con datos previos de la macrofauna para el bosque siempreverde en la zona (González y Herrera, 1983; Herrera *et al.*, 1988). Ambos sitios están ubicados a una altura aproximada de 450 m snm, tienen exposición Norte y vegetación de bosque siempreverde medio, compuesta por árboles emergentes de hasta 25 m de altura, estrato arbóreo continuo con individuos de 6 hasta 20 m y sotobosque abierto con pocos arbustos de 1 a 3 m de altura (Herrera *et al.*, 1988).

El sitio Helechal presentó buen estado de conservación y la vegetación estuvo constituida por un bosque siempreverde medio más húmedo que la de otros sitios de la Sierra del Rosario. Dominaron principalmente las especies de árboles: *Calophyllum antillanum* Britton, *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. *et* Planch., *Matayba oppositifolia* (A. Rich.) Britton, *Sideroxylon foetidissimum* Jacq. subsp. *foetidissimum*, *Prunus occidentalis* Sw. y *P. myrtifolia* (L.) Urb. Además, producto de la alta humedad en el sitio, se encontró al helecho arborescente *Cyathea arborea* (L.) Sm., cuyos individuos alcanzaron hasta 10 m de altura (Herrera *et al.*, 1988).

El sitio Vallecito manifestó una etapa madura y poco alterada del bosque siempreverde medio, y entre las especies arbóreas más notables coincidieron algunas mencionadas para el sitio anterior: *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Calophyllum antillanum* Britton, *Dendropanax arboreus* (L.) Decne. & Planch., *Talipariti elatum* (Sw.) Fryxell, *Matayba oppositifolia* (A. Rich.) Britton, *Oxandra lanceolata* (Sw.) Baill., *Prunus occidentalis* Sw., *Pseudolmedia spuria* (Sw.) Griseb., *Trophis racemosa* (L.) Urb. y *Zanthoxylum martinicense* (Lam.) DC. (Herrera *et al.*, 1988). Solo en este sitio se detallaron algunas características de la vegetación, especialmente de las especies mejor representadas, y se tomaron como referencia para describir la estructura del ecosistema de bosque siempreverde medio en la Sierra del Rosario; la cual fue similar a la de otros bosques tropicales de Guyana, Costa de Marfil, Panamá, y sobre todo respondió a la del bosque tipo insular (Herrera *et al.*, 1988). Las especies más abundantes de este sitio como *P. spuria* (1.175 individuos ha⁻¹), *T. racemosa* (692 individuos ha⁻¹) y *O. lanceolata* (625 individuos ha⁻¹) presentaron diámetros menores de 20 cm, que las especies menos dominantes de *M. oppositifolia* (333 individuos ha⁻¹), *D. arboreus* (133 individuos ha⁻¹) y *T. elatum* (108 individuos ha⁻¹), que tuvieron entre 25 y 40 cm de diámetro. Asimismo, *P. spuria*, *M. oppositifolia* y *T. elatum* fueron los árboles con mayor altura, entre 20 y 25 m, y en particular las dos primeras tuvieron aportes superiores al área basal del bosque siempreverde medio con 9,06 m² ha⁻¹ y 6,08 m² ha⁻¹ respectivamente; mientras que *T. racemosa*, *O. lanceolata* y *D. arboreus* no sobrepasaron los 15 m de altura, y estas especies junto a *T. elatum* contribuyeron con valores inferiores al área basal, entre 1,26 y 3,19 m² ha⁻¹.

Durante la investigación en los años 2009 y 2011, hubo poca variación en la región de la Sierra del Rosario con respecto a los estimados históricos (medidos de 1970 a 1987) de temperatura media del aire y de precipitación total anuales que fueron de 24,4 °C y 2014 mm, respectivamente (Herrera *et al.*, 1988). Asimismo, se mantuvieron valores mínimos de temperatura y precipitación durante los meses de noviembre a abril y máximos de mayo a octubre, con una pronunciada estación de seca desde diciembre hasta marzo (Fig. 5.1).

El suelo más representativo de toda la localidad El Salón fue definido como Fersialítico Pardo Amarillento, con características de menor acidez y mayor humificación y fertilidad, en comparación con otros de la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario (Herrera *et al.*, 1988). Este suelo se correspondió con un Cambisol Mólico de acuerdo a la clasificación de la World Reference Base (Driessen *et al.*, 2001), y con un Fersialítico Amarillento (FrsA) según la última clasificación de los suelos de Cuba (Hernández *et al.*, 2015). En los sitios de estudio

en El Salón, se analizaron algunas características edáficas de los primeros 20 cm de profundidad, las cuales manifestaron menores tenores de materia orgánica, arena y arcilla y mayores de limo y capacidad de retención de agua en Helechal (Materia orgánica: 5,1 %, Arena: 33,5 %, Limo: 38,0 %, Arcilla: 26,5%, CRA: 36,7 %), con respecto a Vallecito (Materia orgánica: 10,6 %, Arena: 41,3 %, Limo: 13,0 %, Arcilla: 45,7 %, CRA: 31,1 %) (Sánchez *et al.*, 2012).

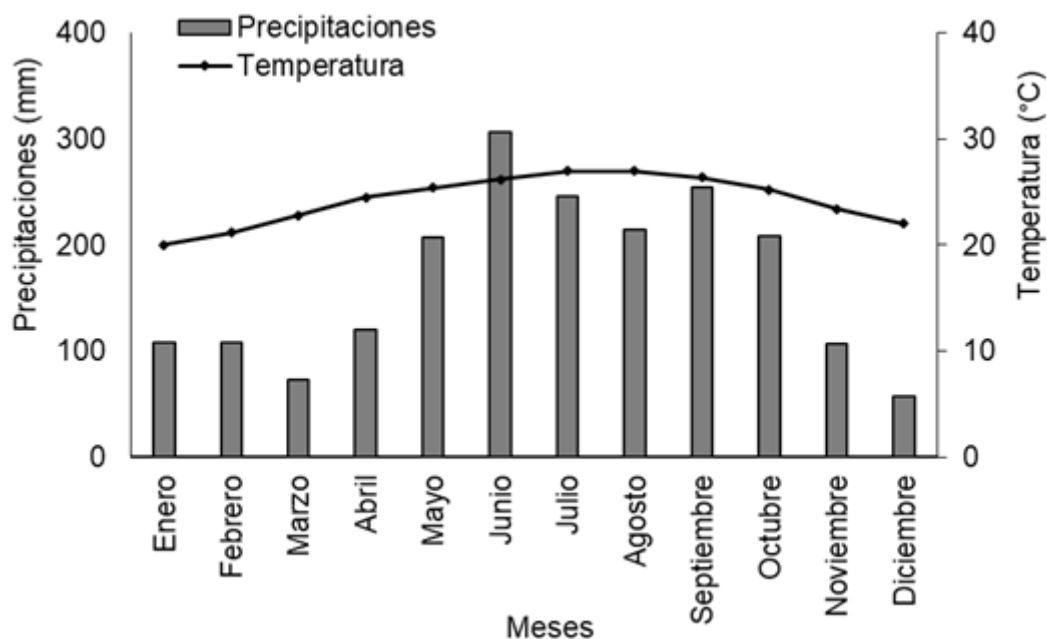


Fig. 5.1. Comportamiento histórico de las precipitaciones y las temperaturas (de 1970 a 1987, Herrera *et al.* 1988) durante los meses del año en El Salón, Sierra del Rosario, Cuba.

Muestreo y procesamiento de la macrofauna

El muestreo de la macrofauna edáfica se efectuó en octubre de 2009 en el sitio Helechal (mes de lluvia) y en marzo de 2011 en Vallecito (mes de seca). Las fechas de muestreo se correspondieron con los períodos en que se pudo tener acceso a las áreas. La macrofauna se recolectó de monolitos de suelo de 25 × 25 × 20 cm, según la Metodología del Programa de Investigación Internacional "Biología y Fertilidad del Suelo Tropical" o TSBF (Anderson e Ingram, 1993). En el centro de cada sitio, se trazaron tres transectos paralelos de 50 m de longitud, separados entre sí también en 50 m. Se procesaron dos monolitos extraídos de los extremos de cada transecto, para un total de seis monolitos estudiados por sitio. De estos monolitos, los invertebrados fueron recolectados manualmente *in situ* y preservados en alcohol 75 %, excepto las lombrices que se conservaron en formol 4 %.

La macrofauna se identificó y caracterizó hasta el nivel taxonómico de familia. En este estudio no se tomaron en cuenta algunos grupos incluidos en la lista taxonómica recién publicada para El Salón en la Sierra del Rosario (Cabrera Dávila, 2017), como por ejemplo: Diplura, Pseudoscorpionida y Schizomida, ya que fueron muy raros y, por lo general, no son capturados mediante la metodología descrita.

Para cada monolito se estimó la riqueza taxonómica (número de familias) y la densidad (abundancia de individuos expresada como ind.m⁻²), para toda la macrofauna y para los distintos gremios funcionales. La clasificación funcional se realizó de acuerdo con Cabrera Dávila *et al.* (2011b), que incluyó: a) ingenieros del suelo, integrados por las lombrices de tierra, las termitas y las hormigas, los dos primeros organismos descomponedores y

habitantes del interior del suelo y los últimos, fundamentalmente de hábito trófico omnívoro; b) detritívoros de la hojarasca, que agrupó a los táxones consumidores de materia orgánica semidescompuesta de origen vegetal y animal (hojarasca), y presentes en la superficie y primeros cinco centímetros del suelo; c) herbívoros, los cuales comprendieron los grupos que se alimentan de las partes vivas de las plantas; y d) depredadores, que se alimentan de pequeños animales vivos.

Análisis estadísticos

Para las variables de riqueza y abundancia se calcularon la media y la desviación estándar (DE). Se construyeron las curvas de rango/abundancia a partir del Log_{10} de la abundancia relativa (AR) de las familias encontradas de la macrofauna, para analizar la dominancia y diversidad. Además, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'). Debido a que los datos no cumplieron las premisas paramétricas, se realizaron análisis de varianza no paramétricos de una vía (PERMANOVA) con base a 9999 permutaciones y con el empleo de una matriz de distancia euclidiana, para comprobar las posibles diferencias de la riqueza de familias y la abundancia por monolito, entre los dos sitios estudiados en distintas épocas de muestreo. Esta misma prueba se utilizó, con el test *a posteriori* Corrección de Bonferroni, para comparar la abundancia y la riqueza entre gremios funcionales, y la abundancia entre las familias de cada gremio en los diferentes sitios. El índice de diversidad y los análisis estadísticos se obtuvieron a través del software PAST versión 3.15, y el diagrama de cajas mediante el programa InfoStat versión 2012.

5.3. Resultados

En total se registraron 34 familias de la macrofauna edáfica (19 en Helechal y 34 en Vallecito) pertenecientes a 18 órdenes. La comparación del número medio de familias por monolito arrojó diferencias significativas ($p= 0,011$) entre los sitios estudiados de Helechal ($12,7 \pm 2,5$) y Vallecito ($18,2 \pm 3,7$). Sin embargo, las diferencias en la densidad promedio entre Helechal ($749,2 \pm 217,3 \text{ ind.m}^{-2}$) y Vallecito ($1298,5 \pm 811,9 \text{ ind.m}^{-2}$) no fueron significativas ($p= 0,092$).

En Vallecito hubo un predominio de las familias de insectos sociales de termitas (Termitidae) y hormigas (Formicidae) con relación a las demás familias de la macrofauna, según se apreció en las curvas de rango/abundancia (Fig. 5.2). Asimismo, se observaron en esta área como grupos menos abundantes, principalmente a hemípteros (Cydnidae) y arañas (Clubionidae, Ochyroceratidae, Oonopidae, Theridiidae). En Helechal, prevaleció la familia de la lombriz de tierra Glossoscolecidae, seguida de formícidos, pero no se detectaron termitas. En este mismo sitio, los táxones de más baja abundancia estuvieron representados por caracoles (Oleacinidae y Urocoptidae) y escarabajos (Scarabaeidae y Elateridae). Las curvas de rango/abundancia reflejaron, además, una mayor equitatividad de las comunidades de la macrofauna en Helechal y un menor número de familias; mientras que en Vallecito hubo mayor riqueza, pero la abundancia se concentró en dos grupos, que acumularon 41 % de los individuos frente a 29 % en Helechal (Figs. 5.2A y 5.2B). Como consecuencia, el índice de diversidad de Shannon fue similar en ambos sitios de estudio, de 2,57 en Helechal y 2,72 en Vallecito.

En cada sitio, las diferencias entre grupos funcionales respecto a la abundancia media por monolito, fueron significativas (Helechal: $p < 0,001$ y Vallecito: $p = 0,002$). En Helechal dominaron con una abundancia muy parecida los detritívoros de la hojarasca (288 ind.m^{-2}) y los ingenieros del suelo (280 ind.m^{-2}), una densidad intermedia tuvieron los depredadores (168 ind.m^{-2}) y una muy baja los herbívoros ($13,3 \text{ ind.m}^{-2}$) (Fig. 5.3A). En Vallecito el patrón

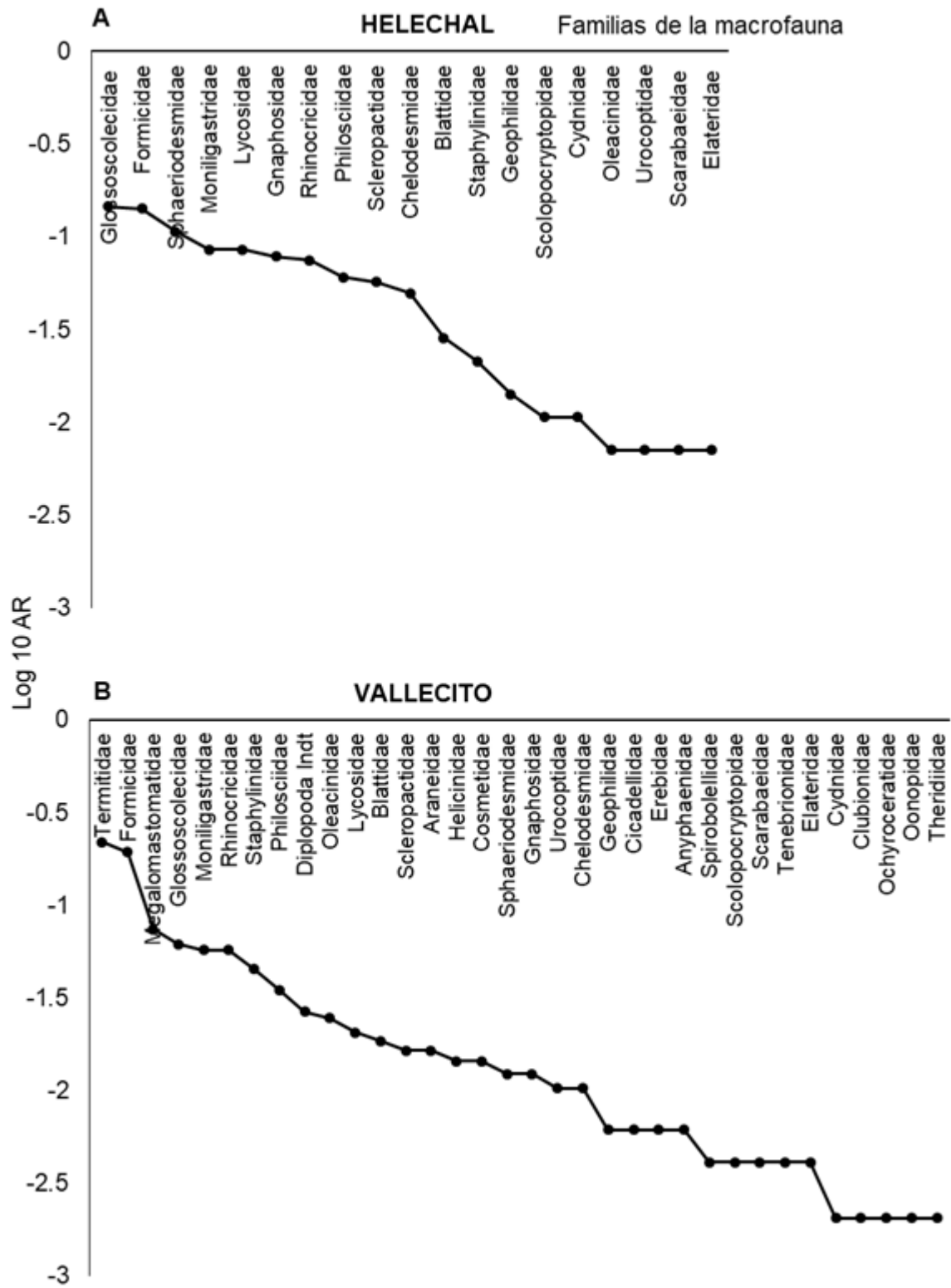


Fig. 5.2. Curvas de rango/abundancia de la macrofauna edáfica en los sitios Helechal (A) y Vallecito (B) en El Salón, Sierra del Rosario, Cuba. Diplopoda Indt: Familia de milpié indeterminada.

fue similar, de manera que la abundancia fue muy baja en herbívoros (ingenieros del suelo: 690,6 ind.m⁻²; detritívoros de la hojarasca: 368 ind.m⁻²; depredadores: 210,6 ind.m⁻²; herbívoros: 29,3 ind.m⁻²) (Fig. 5.3B). Igualmente, en cada sitio la riqueza media fue diferente entre gremios (Helechal y Vallecito: $p < 0,001$). En Helechal sobresalió la riqueza de detritívoros de la hojarasca (media 5, total 7 familias), seguido por los depredadores (media 4,16, total 7 familias) y con menor riqueza los ingenieros del suelo (media 2,83, total 3 familias) y los herbívoros (media 0,66, total 2 familias). En Vallecito, se repitió el mismo patrón de diferencias en riqueza entre los distintos gremios (detritívoros de la hojarasca: media 7, total 12 familias; depredadores: media 6,5, total 14 familias; ingenieros del suelo: media 3,16, total 4 familias; herbívoros: media 1,5, total 4 familias) (Fig. 5.3).

Para dos de los cuatro grupos funcionales determinados, la abundancia varió significativamente entre familias en los diferentes sitios (Helechal: $p = 0,044$ en detritívoros de la hojarasca y $p = 0,006$ en depredadores; Vallecito: $p = 0,023$ en detritívoros de la hojarasca y $p = 0,002$ en depredadores). La excepción para ambas áreas boscosas, fueron los ingenieros del suelo (Helechal: $p = 0,604$ y Vallecito: $p = 0,841$) y los herbívoros (Helechal: $p = 0,960$ y Vallecito: $p = 0,561$). Las familias dominantes en cada gremio variaron entre los sitios estudiados (Tabla 5.1). En Helechal las familias más abundantes de ingenieros del suelo fueron Glossoscolecidae y Formicidae, para los detritívoros de la hojarasca sobresalieron Rhinocricidae y Sphaeriodesmidae, para los herbívoros Cydnidae y en cuanto a los depredadores se distinguieron Gnaphosidae y Lycosidae. En Vallecito las familias más dominantes estuvieron integradas por Termitidae y Formicidae entre los ingenieros del suelo, Megalomastomatidae y Rhinocricidae entre los detritívoros de la hojarasca, Scarabaeidae entre los herbívoros y Staphylinidae entre los depredadores (Tabla 5.1).

5.4. Discusión

El estudio en los dos sitios de bosque siempreverde medio en El Salón, Sierra del Rosario, reveló la misma estructura funcional, pero una mayor riqueza y abundancia en Vallecito con respecto a Helechal, aunque solo la riqueza mostró diferencias significativas entre ellos. Los resultados sobre riqueza y abundancia pudieron estar asociados al diferente período de muestreo, pues en Helechal se realizó al final de la época de mayor pluviosidad (octubre), con un gran acumulado de lluvias (Fig. 5.1), mientras que en Vallecito se efectuó al final de la época de seca (marzo). Es posible que una excesiva humedad en el suelo, establecida durante el período de máximas precipitaciones y condicionada por las características edáficas de alta capacidad de retención de agua y alto contenido de limo en el sitio Helechal (CRA: 36,7 %, Limo: 38 %) (Sánchez *et al.*, 2012), no fuera beneficiosa para el desarrollo de las comunidades de invertebrados edáficos, influyendo en un resultado más bajo de riqueza y abundancia en esta localidad. También Hernández y Sánchez (2012) en un estudio realizado sobre la dinámica de la humedad del suelo principalmente en ecosistemas boscosos de la Sierra del Rosario, reportan valores altos de humedad a la profundidad de 0-5 cm del suelo para el sitio Helechal, durante los respectivos meses lluviosos (24-37 %). Además, la presencia de helechos en este sitio, propios de lugares muy húmedos, fue otra evidencia para tal argumentación (Herrera *et al.*, 1988). Por otra parte, esta disminución de la macrofauna en Helechal, sobre todo en riqueza, pudo responder adicionalmente al contenido de materia orgánica del suelo en este sitio (5,1 %), que aunque alto fue menor que en Vallecito (10,6 %) (Sánchez *et al.*, 2012). La materia orgánica es importante para mantener la actividad de la biota en el suelo, y actúa como la principal fuente energética para diversificar las comunidades edáficas (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012).

Estos resultados alcanzados en Helechal se correspondieron con los enunciados anteriormente por González y Herrera (1983) y Herrera *et al.* (1988), quienes han descrito una caída brusca de la riqueza y abundancia de las comunidades del suelo en la época

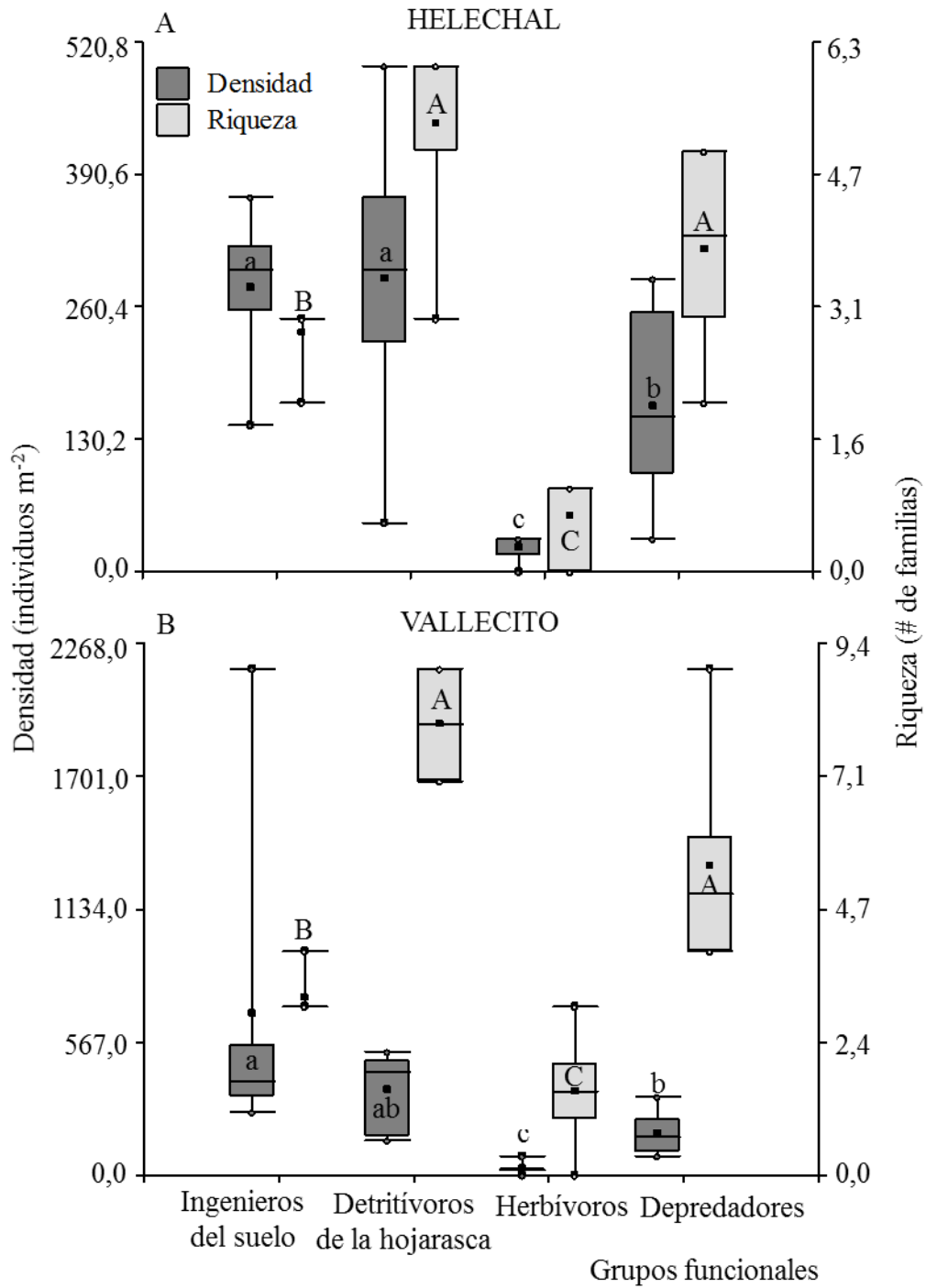


Fig.5.3. Diagrama de cajas de la Densidad y la Riqueza de los grupos funcionales de la macrofauna edáfica en los sitios Helechal (A) y Vallecito (B) en El Salón, Sierra del Rosario, Cuba. Letras distintas, minúsculas para la Densidad y mayúsculas para la Riqueza, indican diferencias significativas entre grupos funcionales dentro de cada sitio, por la prueba de Corrección de Bonferroni ($p < 0,05$). El diagrama muestra medianas (líneas en el interior de las cajas), medias (puntos negros), percentiles 25 y 75 (bordes inferior y superior de las cajas) y valores extremos (límites de líneas verticales) de ambas variables.

Tabla 5.1. Densidad (Media \pm DE) de las familias de la macrofauna pertenecientes a cada grupo funcional, en los sitios Helechal y Vallecito en El Sal3n, Sierra del Rosario, Cuba.

Grupo funcional	Nombre com3n/ Familia	Densidad (ind.m ⁻²)		
		Helechal	Vallecito	
Ingenieros del suelo	Lombrices de tierra			
	Glossoscolecidae	109,3 \pm 73,9 ^{ns}	80,0 \pm 83,4 ^{ns}	
	Moniligastridae	64,0 \pm 36,5	74,6 \pm 55,1	
	Hormigas			
	Formicidae	106,6 \pm 118,7	250,6 \pm 114,8	
	Termitas			
	Termitidae	0,0 \pm 0,0	285,3 \pm 683,4	
Detrit3voros de la hojarasca	Caracoles			
	Helicinidae	0,0 \pm 0,0 c	18,6 \pm 15,8 c	
	Megalomastomatidae	0,0 \pm 0,0 c	96,0 \pm 108,1 a	
	Urocoptidae	5,3 \pm 13,1 c	13,3 \pm 15,8 d	
	Cochinillas			
	Philosciidae	45,3 \pm 58,5 b	45,3 \pm 54,9 b	
	Scleropactidae	42,6 \pm 74,1 b	21,3 \pm 24,1 c	
	Milpi3s			
	Chelodesmidae	37,3 \pm 26,1 b	13,3 \pm 15,8 d	
	Rhinocricidae	56,0 \pm 33,2 a	74,6 \pm 77,5 a	
	Sphaeriodesmidae	80,0 \pm 50,6 a	16,1 \pm 39,2 c	
	Spirobolellidae	0,0 \pm 0,0 c	5,3 \pm 8,3 e	
	Diplopoda Indt	0,0 \pm 0,0 c	34,6 \pm 38,4 b	
	Cucarachas			
	Blattidae	21,3 \pm 13,1 b	24,0 \pm 22,1 c	
	Escarabajos			
	Tenebrionidae	0,0 \pm 0,0 c	5,3 \pm 8,3 e	
	Herb3voros	Escarabajos		
		Scarabaeidae	5,3 \pm 8,3 ^{ns}	10,6 \pm 19,4 ^{ns}
		Chinches y Salta hojas	0,0 \pm 0,0	8,0 \pm 8,7
Cicadellidae		8,0 \pm 13,4	2,6 \pm 6,6	
Cydnidae				
Orugas				
	Erebidae	0,0 \pm 0,0	8,0 \pm 8,7	
Depredadores	Caracoles			
	Oleacinidae	5,3 \pm 8,3 c	32,0 \pm 20,2 b	
	Ciemp3s			
	Geophilidae	10,6 \pm 19,4 b	8,0 \pm 8,7 c	
	Scolopocryptopidae	8,0 \pm 13,4 c	5,3 \pm 13,1 c	
	Escarabajos			
	Elateridae	5,3 \pm 8,3 c	5,3 \pm 8,3 c	
	Staphylinidae	16,0 \pm 10,1 b	58,6 \pm 62,9 a	
	Arañas			
	Anyphaenidae	0,0 \pm 0,0 c	8,0 \pm 13,4 c	
	Araneidae	0,0 \pm 0,0 c	21,3 \pm 19,4 b	
	Clubionidae	0,0 \pm 0,0 c	2,6 \pm 6,5 c	
	Gnaphosidae	58,6 \pm 53,2 a	16,0 \pm 20,2 b	
Lycosidae	64,0 \pm 55,4 a	26,6 \pm 31,5 b		

Tabla 5.1. Continuación.

Grupo funcional	Nombre común/ Familia	Densidad (ind.m ⁻²)	
		Helechal	Vallecito
Depredadores	Arañas		
	Ochyroceratidae	0,0±0,0 c	2,6±6,5 c
	Oonopidae	0,0±0,0 c	2,6±6,5 c
	Theridiidae	0,0±0,0 c	2,6±6,5 c
	Opiliones		
	Cosmetidae	0,0±0,0 c	18,6±6,5 b

Diplopoda Indt: Familia de milpié indeterminada.

Valores promedio con letras distintas indican diferencias significativas entre familias de cada grupo funcional dentro de cada sitio, por la prueba de Corrección de Bonferroni ($p < 0,05$). ns: no significativo ($p > 0,05$).

lluviosa para el mismo sitio de estudio en la Sierra del Rosario. Dichos autores discuten que las intensas lluvias determinan la migración de los individuos en busca de mejores condiciones de humedad, y comentan el efecto negativo que tiene sobre la edafofauna el lavado producido por el escurrimiento superficial durante este período en las montañas.

Otra diferencia entre los sitios de estudio fue el gran predominio de los insectos sociales en el caso de Vallecito, donde las hormigas y termitas representaron aproximadamente la mitad de la densidad de la macrofauna total (535,9 de 1298,5 ind.m⁻²), mientras que en Helechal las termitas no se encontraron. Esta diferencia pudo deberse a las condiciones de sequía en el muestreo de Vallecito en marzo, ya que existen reportes sobre el aumento de la riqueza y abundancia, principalmente de las termitas, en bosques tropicales húmedos durante el período seco (Teixeira, 2007). Su decrecimiento rápido durante las lluvias y su permanencia y proliferación en la estación de seca se debería a la mudanza vertical de estos insectos en el perfil del suelo, huyendo de las inundaciones provocadas por las lluvias. Tanto para las termitas como para las hormigas, se señalan varios factores que influyen en la variación estacional de sus abundancias, dando gran significación a la cantidad de luz solar y al aumento de la temperatura del suelo para un óptimo desenvolvimiento larval y actividad de forrajeo de las obreras y también a la disponibilidad del recurso alimentario (Teixeira, 2007). Igualmente, Amazonas *et al.* (2018) revelan la superioridad de los insectos sociales de termitas y hormigas durante el período seco con respecto al período húmedo, en los ecosistemas de bosques.

La alta diversidad apreciada en Helechal ($H' = 2,57$) y Vallecito ($H' = 2,72$) (Fig. 5.2), es comúnmente alcanzada en escenarios con características semejantes, debido a la elevada cantidad de hojarasca y la materia orgánica almacenadas en ellos. Para el área estudiada, se muestran valores altos de materia orgánica en el suelo (Sánchez *et al.*, 2012), así como un considerable aporte de hojarasca en el bosque, que es de 10 Mg ha⁻¹ año⁻¹, lo que garantiza una constante fuente de materia orgánica que tapiza el suelo del ecosistema (Herrera *et al.*, 1988). De la Rosa y Negrete-Yankelevich (2012) plantean que los bosques mesófilos maduros sostienen una gran complejidad vegetal y un elevado grado de endemismo que genera mosaicos de hojarascas y un mejor reparto de recursos, lo cual origina la coexistencia de una comunidad edáfica muy heterogénea y numerosa, a la vez que reduce la presión competitiva entre los macroinvertebrados del suelo.

Comparando con observaciones desarrolladas en hábitats conservados en Cuba, la dominancia de insectos sociales y de lombrices en los sitios estudiados coincidió con los grupos dominantes detectados para los bosques siempreverdes investigados anteriormente en la Sierra del Rosario. González y Herrera (1983) y Herrera *et al.* (1988) para esta región determinan como grupos de la macrofauna más abundantes a las hormigas (Hymenoptera,

Formicidae), las lombrices de tierra (Oligochaeta), los escarabajos (Coleoptera) y los milpiés (Diplopoda). Por otra parte, González (1984, 1989) y Martínez y Sánchez (2000) registran en la zona, específicamente para Diplopoda, Coleoptera y Oligochaeta a las familias dominantes de Sphaeriodesmidae, Staphylinidae y Glossoscolecidae, respectivamente, como se encontró también en esta investigación. No obstante, la abundancia total de la macrofauna del suelo de este trabajo fue mucho menor que la expuesta por algunos de los autores ya mencionados. En el mismo bosque siempreverde estacional de la Sierra del Rosario, González y Herrera (1983) informan una densidad promedio mensual muy elevada, de 9865 ind.m², que está determinada por la alta abundancia de formícidos que representan el 89 % de la macrofauna total. La desigualdad entre estos resultados, podría deberse a la estabilidad en el muestreo desarrollado durante varios meses por estos autores, frente a una menor intensidad de muestreo aplicada en el presente estudio. También es probable, que los muestreos efectuados por González y Herrera (1983) hayan estado afectados por la distribución altamente agregada de las hormigas, tomando las muestras cercanas a hormigueros y derivando en una alta densidad de estos insectos y de la macrofauna total (Amazonas *et al.*, 2018).

Investigaciones en Cuba para otros sistemas de uso de la tierra con diferentes niveles de perturbación, revelan valores menores de riqueza de familias y de densidad promedio de la macrofauna en la mayoría de los sistemas, con relación a los bosques conservados de este estudio. Cabrera Dávila *et al.* (2011a) examinan bosques secundarios, pastizales, cultivos varios y cañaverales ubicados en las provincias Artemisa y Mayabeque de la región occidental del país, y encuentran en los bosques secundarios igual número de familias (33) que en los bosques primarios siempreverdes del presente estudio, que es claramente superior al de los pastizales (18) los cultivos varios (16) y los cañaverales (15). Igualmente, la densidad promedio de la macrofauna total para los bosques secundarios es similar a la hallada en los bosques de El Salón en la Sierra del Rosario (1166,60 ind.m²), pero los restantes sistemas de uso muestran resultados considerablemente menores (pastizales: 581 ind.m², cultivos varios: 294 ind.m², cañaverales: 280 ind.m²). Por su parte, García *et al.* (2014) valoran los sistemas de cultivos varios, fincas agropecuarias, sistemas silvopastoriles y pastizales en la provincia Matanzas (del occidente de Cuba), y hallan la misma tendencia de resultados, con mayores valores de riqueza taxonómica y abundancia en los sistemas menos perturbados de silvopastoril y pastizal. Ambos trabajos explican que la riqueza taxonómica y la densidad de la macrofauna se afectan en función de la intensidad del uso de la tierra y del nivel de degradación del medio edáfico (Cabrera Dávila *et al.*, 2011a; García *et al.*, 2014).

En otros ambientes tropicales se han encontrado patrones similares de reducción de la diversidad entre bosques y sistemas agroforestales, pastizales y cultivos (Rousseau *et al.*, 2013 en Nicaragua; Marichal *et al.*, 2014 en la Amazonía brasileña; Souza *et al.*, 2016 en la Mata Atlántica de Brasil). El mismo esquema se repite para la abundancia, que en medios forestales y agroforestales oscila en los trabajos ya citados entre 293,3 y 1400 ind.m², pero baja en pastizales a valores entre 279,4 y 800 ind.m², y en medios agrícolas a densidades entre 176,9 y 400 ind.m². También en coincidencia con la investigación en curso, dichos autores señalan como grupos más abundantes, sobre todo en los bosques, a las hormigas (254,2 - 400,3 ind.m²) y las termitas (133,3 - 309,3 ind.m²).

La estructura funcional de la macrofauna, resultó casi la misma en los dos sitios estudiados, pues en ambos hubo un mayor número de individuos y de familias correspondientes a los gremios de detritívoros de la hojarasca, ingenieros del suelo y depredadores, y menores valores en el caso de los herbívoros (Fig. 5.3). Tales resultados fueron bastante congruentes con los alcanzados en otros estudios cubanos. Cabrera Dávila *et al.* (2011b) encuentran en el país en las áreas más conservadas de bosques secundarios, como en los bosques siempreverdes en estudio, una dominancia de detritívoros (22 familias y 701 ind.m²) y de

ingenieros del suelo (4 familias y 320 ind.m⁻²) con respecto a depredadores (9 familias y 96 ind.m⁻²) y herbívoros (5 familias y 38 ind.m⁻²); pero para otros sistemas de uso más perturbados como los pastizales y los cultivos varios esta estructura cambia, pues por lo general hay mayores cantidades de ingenieros (pastizales: 4 familias y 386 ind.m⁻², cultivos varios: 2 familias y 179 ind.m⁻²) y de herbívoros (pastizales: 3 familias y 116 ind.m⁻², cultivos varios: 9 familias y 36 ind.m⁻²).

Para diferentes ecosistemas del trópico húmedo, también hay registrados resultados semejantes de composición funcional. Durán y Suárez (2013) totalizan en orden decreciente entre los sistemas agroforestales de la Amazonía colombiana: de 210 a 427 ind.m⁻² de ingenieros, de 39 a 97 ind.m⁻² de detritívoros, de 6 a 65 ind.m⁻² de herbívoros y de 8 a 65 ind.m⁻² de depredadores; y de igual manera Gómez *et al.* (2016) en ecosistemas naturales de Argentina confirman una mayor afectación en la abundancia de depredadores (7 ind.m⁻²) y de herbívoros (19 ind.m⁻²).

Diversos autores exponen que, en ecosistemas estables con una menor perturbación sobre el suelo y una continua cubierta de hojarasca, como ocurre en los ecosistemas en estudio (los bosques), existen mayores abundancias de detritívoros y depredadores y menores poblaciones de herbívoros; mientras que los herbívoros y algunos ingenieros del ecosistema (lombrices y termitas) se asocian más a los pastizales con altas densidades de raíces (Brown *et al.*, 2001). Principalmente, las comunidades de detritívoros e ingenieros del suelo se han relacionado con el mayor aporte, calidad (baja relación Carbono/Nitrógeno) y grado de humedad de la hojarasca, y con el nivel de macronutrientes y fertilidad del suelo (Brévault *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008).

Las familias más abundantes dentro de cada grupo funcional (Tabla 5.1), concuerdan en la mayoría de casos con las que se mencionan en la literatura internacional. Brévault *et al.* (2007) refieren para sistemas subtropicales a Formicidae (54 %) y Termitidae (25 %) entre los mayores constituyentes de ingenieros, a las larvas de Coleoptera (22 %) y algunas familias de hemípteros (12 %) entre los herbívoros, y a determinadas familias de Araneae (34 %) y a Staphylinidae (16 %) entre los depredadores. También Pinzón *et al.* (2014) en bosques maduros de la Amazonía oriental brasileña concretan datos semejantes y añaden a Gastropoda y Diplopoda como principales táxones detritívoros y fundamentalmente a la familia Scarabaeidae de Coleoptera como taxon herbívoro.

5.5. Conclusiones

Los resultados obtenidos de la macrofauna del suelo en Vallecito con respecto a Helechal, principalmente la alta riqueza encontrada, están determinados en primera instancia por el distinto período estacional de muestreo en estos sitios, y también por la retención de humedad en el suelo, como otro factor determinante. De modo general, los bosques siempreverdes en El Salón, Sierra del Rosario, tienen una alta riqueza taxonómica y abundancia de la macrofauna y una composición funcional dominada por ingenieros del suelo y detritívoros, estructura que es muy parecida a la de otros bosques del trópico húmedo. Esta estructura apenas cambia en otros sistemas de uso de la tierra estudiados en Cuba como en los bosques secundarios, pero sí en los pastizales y cultivos con una mayor perturbación y estrés sobre el suelo, donde la riqueza y abundancia disminuyen y dominan grupos ingenieros y herbívoros. En los últimos tiempos no se han publicado resultados de otros tipos de bosques en Cuba, pero la similitud de nuestros resultados con los de otros bosques tropicales, sugiere que sería esperable una estructura de la comunidad semejante en otros bosques cubanos. No obstante, es necesario hacer estudios similares en otros tipos de bosques en Cuba para confirmar estos resultados o describir las particularidades de cada uno.

5.6. Referencias bibliográficas

- Amazonas NT, RAG Viani, MGA Rego, FF Camargo, RT Fujihara, OA Valsechi. 2018. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 78(3): 449-456.
- Anderson JM, JSI Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. Wallingford, UK. CAB International. 221 p.
- Brévault T, S Bikay, JM Maldes, K Naudin. 2007. Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system. *Soil & Tillage Research* 97: 140-149.
- Brown G, C Fragoso, I Barois, P Rojas, JC Patrón, J Bueno, A 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.
- Cabrera Dávila G. 2017. Rectificaciones a la lista taxonómica de la macrofauna del suelo en bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Artemisa, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 216(3): 123-126.
- Cabrera Dávila G, N Robaina, D Ponce de León. 2011a. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 34(3): 313-330.
- Cabrera Dávila G, N Robaina, D Ponce de León. 2011b. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 34(3): 331-346.
- De la Rosa N, S Negrete-Yankelevich. 2012. Distribución espacial de la macrofauna edáfica en bosque mesófilo, bosque secundario y pastizal en la reserva La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 201-215.
- Driessen PO, J Deckers, C Spaar, F Nachtergeeehe. 2001. Lecture notes on the mayor soil. FAO, Resources Report, Rome. 335p.
- Durán EH, JC Suárez. 2013. Fauna del suelo y hojarasca en arreglos agroforestales de la Amazonia Colombiana. *Momentos de Ciencia* 10(1): 59-66.
- García Y, W Ramírez, S Sánchez. 2014. Efecto de diferentes usos de la tierra en la composición y la abundancia de la macrofauna edáfica en la provincia Matanzas. *Pastos y Forrajes* 37(3): 313-321.
- Gómez DF, MC Godoy, JM Coronel. 2016. Macrofauna edáfica en ecosistemas naturales y agroecosistemas de la Ecoregión Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). *Ciencia del Suelo* 34(1): 43-56.
- González R. 1984. Distribución vertical y dinámica de la abundancia y biomasa de Diplopoda en suelos de ecosistemas forestales de la Sierra del Rosario, Cuba. *Poeyana* 264: 1-27.
- González R. 1989. Estructura de las comunidades de Coleoptera de la hojarasca y del suelo de dos ecosistemas forestales de la Sierra del Rosario. *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática. Serie Zoológica* 1: 3-14.

- González R, A Herrera. 1983. La macrofauna del suelo del bosque siempreverde estacional de la Sierra del Rosario. (Resultados preliminares). *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología* 10: 1-13.
- Hernández A, JM Pérez, D Bosch, N Castro. 2015. Clasificación de los suelos de Cuba 2015. Mayabeque, Cuba. Ediciones INCA. 91p.
- Hernández L, JA Sánchez. 2012. Dinámica de la humedad del suelo y la fitomasa de raíces en ecosistemas de la Sierra del Rosario, Cuba. *Pastos y Forrajes* 35(1): 79-98.
- Herrera RA, L Menéndez, ME Rodríguez, EE García. 1988. Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba. Montevideo, Uruguay. ROSTLAC. 760 p.
- Marichal R, M Grimaldi, A Feijoo, J Oszwald, C Praxedes, D Hernan, M del Pilar Hurtado, T Desjardins, M Lopes, L Gonzaga, I Souza, M Nascimento, GG Brown, S Tsélouiko, M Bonifacio, T Decaëns, E Velasquez, P Lavelle. 2014. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology* 83: 177-185.
- Martínez MA, JA Sánchez. 2000. Comunidades de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta) en un bosque siempre verde y un pastizal de Sierra del Rosario, Cuba. *Caribbean Journal of Science* 36: 94-103.
- Pinzón S, GX Rousseau, A Rocha, D Celentano, ML Correa, H Braun. 2014. La macrofauna del suelo como indicadora de degradación de bosques ribereños en la amazonia oriental brasilera. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 114(1): 49-60.
- Rousseau L, SJ Fonte, O Téllez, R Van der Hoek, P Lavelle. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators* 27: 71-82.
- Ruiz N, P Lavelle, J Jiménez. 2008. Soil Macrofauna Field Manual. Roma, Italy. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 100 p.
- Sánchez JA, BC Muñoz, L Montejo, M Lescaille, RA Herrera. 2012. Tamaño y nutrientes de semillas en 32 especies arbóreas de un bosque tropical siempreverde de Cuba y su relación con el establecimiento de las plántulas. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 33: 181-204.
- Souza ST, PC Cassol, D Baretta, MLC Bartz, O Klauberg, AL Mafra, M Gonçalves. 2016. Abundance and Diversity of Soil Macrofauna in Native Forest, Eucalyptus Plantations, Perennial Pasture, Integrated Crop-Livestock, and No-Tillage Cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 40. DOI: 10.1590/18069657rbc20150248.
- Teixeira Y. 2007. Comparação da riqueza de Isoptera entre as florestas ombrófilas densas, mesófilas de altitude e matas-de-cipó de altitude, no Domínio Atlântico do sul da Bahia. Tesis de Doctorado en Ciencias. Sao Paulo, Brasil. Facultad de Filosofía, Ciencias y Letras de Ribeirão Preto, Universidad de Sao Paulo. 97 p.
- Zerbino MS, N Altier, A Morón, C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* XII(1): 44-55.

CAPÍTULO 6

EVALUACIÓN DE LA MACROFAUNA COMO INDICADOR DEL ESTADO DE SALUD EN SIETE SISTEMAS DE USO DE LA TIERRA, EN CUBA

Resumen

Se estudió el efecto en la macrofauna edáfica de siete sistemas de uso de la tierra, y se sugirieron indicadores faunísticos para evaluar el impacto del uso de la tierra y el estado de salud del medio edáfico. Los muestreos se efectuaron en la estación lluviosa, entre los años 2009 y 2013, según la metodología estándar del TSBF, y se analizaron seis monolitos de suelo por réplica de sistema de uso. La determinación de la composición, la riqueza y la abundancia de la macrofauna se realizó a nivel taxonómico de familia. Se efectuó un análisis de varianza no paramétrico, para detectar posibles diferencias en la abundancia entre sistemas de uso de la tierra. Como indicadores faunísticos se propusieron los siguientes: detritívoros/no detritívoros y lombrices/hormigas. Tales relaciones mostraron la superioridad de individuos detritívoros y lombrices de tierra con valores cercanos o mayores que 1, sobre todo en los bosques, donde hubo una mayor cobertura y protección del suelo. En los sistemas de uso con un mayor grado de disturbio se obtuvieron valores próximos a cero. Una abundancia alta de detritívoros o de lombrices de tierra y una menor cantidad de individuos no detritívoros o de hormigas pueden representar sistemas con poca o ninguna alteración y un estado favorable de fertilidad. Un resultado inverso evidencia condiciones más intensas de perturbación y degradación del suelo. El indicador lombrices/hormigas resulta de mayor utilidad práctica, ya que los grupos involucrados son de fácil identificación y no necesitan de un conocimiento especializado.

Palabras clave: degradación del suelo, fertilidad del suelo, indicador biológico.

Abstract

The effect of seven land use systems on the soil macrofauna was studied, and fauna indicators were suggested to evaluate the impact of land use and the health status of the soil medium. Sampling was conducted in the rainy season, between 2009 and 2013, according to the TSBF standard methodology, and six soil monoliths were studied per land use replica. The macrofauna composition, richness and abundance were determined to the taxonomy level of family. A non-parametric variance analysis was made, to detect possible differences in the abundance among land use systems. As fauna indicators, the following were proposed: detritivores/non-detritivores and earthworms/ants. Such relations showed the superiority of detritivore individuals and earthworms with values close to or higher than 1, especially in forests, where there was higher soil cover and protection. In land use systems with higher disturbance degree values close to zero were obtained. A high abundance of detritivores or earthworms and a lower quantity of non-detritivore individuals or ants can represent systems with little or no disturbance and favorable fertility status. An inverse result shows more intense soil disturbance and degradation conditions. The earthworms/ants indicator is of higher practical usefulness, because the groups involved are easily identified and do not need specialized knowledge.

Keywords: soil degradation, soil fertility, biological indicator.

6.1. Introducción

La macrofauna edáfica agrupa a los macroinvertebrados del suelo fácilmente detectables (mayores de 2 mm de diámetro) y realiza diferentes procesos y servicios ecosistémicos, que permiten mantener la calidad y la fertilidad del suelo. Entre los grupos funcionales de la macrofauna que aseguran la capacidad productiva del suelo se encuentran los detritívoros, los herbívoros, los omnívoros y los depredadores. Las interacciones entre estos gremios están determinadas por los recursos disponibles en el ecosistema, así como por la intensidad de su manejo (Zerbino *et al.*, 2008; Cabrera Dávila *et al.*, 2011; Marichal *et al.*, 2014).

La pérdida de algún grupo con función clave, como es el caso de los detritívoros –que son los responsables de la descomposición de la materia orgánica–, conlleva a largo plazo la disminución de la productividad del suelo. La macrofauna puede ser utilizada como indicador biológico del impacto del uso de la tierra y de la calidad del ambiente edáfico, debido a la función ecológica que desempeña y a su relación con las propiedades físicas y químicas del suelo; también a su variación en un corto período de tiempo, como producto de los cambios de cobertura y transformación en la vegetación (Rousseau *et al.*, 2013; Gómez *et al.*, 2016; Pauli *et al.*, 2016).

En particular en el trópico húmedo, diversas investigaciones se han desarrollado con el propósito de utilizar la macrofauna como indicador del funcionamiento del suelo. Algunos estudios han caracterizado inicialmente las comunidades edáficas a partir de su riqueza taxonómica, diversidad, densidad, biomasa y composición funcional, y con ello han evaluado la intensidad del uso de la tierra (Feijoo *et al.*, 2007; Rossi *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2016; Mesa-Pérez *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2016). Otros han propuesto índices o formulaciones que muestran solo la abundancia y la diversidad de la macrofauna, o relacionan estas variables con propiedades físicas y químicas del suelo; en este sentido, Barros *et al.* (2002), Lavelle *et al.* (2003), Velásquez *et al.* (2007) y Ruiz *et al.* (2011) señalan el índice de densidad termitas/lombrices, el indicador multifuncional de calidad del suelo (GISQ) y el índice biológico de calidad del suelo (IBQS).

En Cuba, los primeros estudios sobre la edafofauna tienen el objetivo de determinar su abundancia y diversidad. Posteriormente, la caracterización de la macrofauna se emplea para interpretar el efecto de los ecosistemas seminaturales y los perturbados sobre estas comunidades. En uno de los últimos artículos sobre esta temática se reseñan las particularidades biológicas y funcionales de la macrofauna para ser empleada como bioindicador, así como los resultados de los estudios antes mencionados. En este artículo también se explica la posible utilidad de la macrofauna detritívora, y en especial de las lombrices de tierra, para advertir sobre un estado adecuado de fertilidad, y se señala a las hormigas como indicadores de perturbación del medio edáfico (Cabrera Dávila, 2012).

La investigación actual se distingue porque compila todos los resultados obtenidos en un gradiente de uso de la tierra, incluyendo sistemas de uso de reciente estudio, desde ecosistemas seminaturales y agroforestales con poca perturbación hasta sistemas agrícolas muy perturbados, algunos solo con fertilización orgánica. Este estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de siete sistemas de uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica, y a partir de ello sugerir, por primera vez para Cuba, indicadores de la macrofauna para diagnosticar el impacto del uso de la tierra y el estado de salud del suelo.

6.2. Materiales y Métodos

Sistemas de uso de la tierra

Se analizaron siete sistemas de uso de la tierra con diferentes niveles de conservación/perturbación: bosques primarios (Bp), bosques secundarios (Bs), sistemas agroforestales (Sa), pastizales (P), cañaverales (C), cultivos varios (Cv) y agroecosistemas urbanos (Au), los cuales estuvieron ubicados en el occidente de Cuba. El suelo en todos los sistemas de uso se correspondió con el tipo genético Ferralítico Rojo (FRR), excepto en los bosques primarios que se ajustó al tipo Ferralítico Amarillento (Frs A), según la clasificación de los suelos de Cuba (Hernández *et al.*, 2015). El resto de las características de los sistemas se muestran en la tabla 6.1.

Recolecta en campo y análisis de la macrofauna edáfica

El estudio se realizó entre los años 2009 al 2013, principalmente en la estación lluviosa, ya que en esta época es cuando existe una mayor actividad y abundancia de los macroinvertebrados en el suelo producto del beneficio de las lluvias. La recolección de la macrofauna se adaptó a la metodología estándar descrita por el Programa de Biología y Fertilidad del Suelo Tropical o TSBF (Anderson y Ingram, 1993). Se estudiaron entre dos y tres réplicas de los sistemas de uso de la tierra, y en cada réplica se analizaron seis monolitos de 25 x 25 x 30 cm distanciados entre 20 y 50 m. Toda la fauna visible se recolectó manualmente *in situ*. Teniendo en cuenta la cantidad de réplicas por sistema de uso, se examinaron 12 monolitos en Bp, Sa y Au y 18 en Bs, P, C y Cv.

La macrofauna se identificó hasta el nivel taxonómico de familia (Brusca y Brusca, 2003), y la caracterización ecológica de estas comunidades se realizó también a este nivel. Para la separación de los grupos funcionales se siguió el criterio de Zerbino *et al.* (2008).

La riqueza de la macrofauna y la dominancia de sus diferentes grupos se incluyeron en las curvas de rango/abundancia, las cuales se construyeron a partir del Log_{10} del número de individuos o abundancia relativa (π_i) de las familias encontradas en cada sistema de uso de la tierra (Magurran, 2004). El análisis de la riqueza de la macrofauna contempló el número de familias observadas y estimadas, estas últimas determinadas mediante el estimador de riqueza no paramétrico Bootstrap, según el programa EstimateS 8.2.0.

Indicadores de la macrofauna para evaluar el estado de salud del suelo

Se calcularon las relaciones entre la abundancia o número de individuos de diferentes grupos taxonómicos o funcionales de la macrofauna, tales como: organismos detritívoros/no detritívoros y lombrices/hormigas. La determinación se efectuó mediante la división de la abundancia de los grupos numeradores contra los grupos denominadores en estas relaciones. El análisis de su comportamiento y del valor generado permitió evaluar el impacto de la intensidad del uso de la tierra y el estado de salud del medio edáfico, en los suelos y ecosistemas estudiados durante la época de lluvia.

Análisis estadístico

Se utilizó un análisis de varianza no paramétrico de una vía (ANOSIM) sobre la base de permutaciones, para evaluar la hipótesis H_0 de no diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de uso de la tierra en cuanto a la abundancia de cada grupo funcional y de la macrofauna total. Cada ANOSIM se realizó con una matriz de distancia euclidiana y usando 9999 permutaciones. Como software estadístico se empleó PAST versión 3.15 (Hammer, 1999-2017).

Tabla 6.1. Descripción de los sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba.

Sistemas	Simbología o Acrónimo	Réplicas por sistema	Localización	Características
Bosques primarios	Bp	2	Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario, Artemisa	Vegetación de bosque tropical siempreverde medio, altura aproximada de 450 m snm. Con estado natural de conservación
Bosques secundarios	Bs	3	Llanura Roja, Mayabeque	Vegetación secundaria de bosque semidecidual. En estado de regeneración natural y semi-conservado
Sistemas agroforestales	Sa	2	Artemisa y Mayabeque	Sistemas silvopastoriles de leucaena, con más de 15 años de establecimiento y bajo pastoreo. Con un estado moderado de intervención antrópica
Pastizales	P	3	Llanura Roja, Artemisa y Mayabeque	Sistemas naturalizados de hierba de guinea y pasto estrella, con más de 20 años de explotación y bajo pastoreo. Con un estado moderado de intervención antrópica
Cañaverales	C	3	Llanura Roja, Artemisa y Mayabeque	Con más de 20 años de explotación y fertilización química. Con un estado intenso de intervención antrópica
Cultivos Varios	Cv	3	Llanura Roja, Artemisa y Mayabeque	Cultivo principal de papa, con más de 10 años de explotación, empleo de maquinarias y fertilización química. Con un estado intenso de intervención antrópica
Agroecosistemas urbanos	Au	2	Municipio Boyeros, La Habana	Huertos intensivos, con cultivo de acelga y rotación de otros cultivos, con fertilización orgánica. Con un estado intenso de intervención antrópica

6.3. Resultados

Riqueza y dominancia de la macrofauna

En las curvas de rango/abundancia para la riqueza observada y la estimada por Bootstrap, se encontró una riqueza superior de familias de la macrofauna en los sistemas que ofrecen una mayor cobertura al suelo, tales como: los bosques primarios (Bp), los bosques secundarios (Bs) y los sistemas agroforestales (Sa); en comparación con aquellos que tienen un mayor efecto perturbador sobre el suelo, en este caso: los pastizales (P), los cañaverales (C), los cultivos varios (Cv) y los agroecosistemas urbanos (Au). Estas curvas, además, mostraron que la familia dominante de la macrofauna fue Formicidae (hormigas) en la mayoría de los sistemas de uso de la tierra. No obstante, en los sistemas Bp, Bs, Sa y P dicho grupo prevaleció con similar abundancia junto a las familias detritívoras, como por ejemplo: Termitidae (termitas), Glossoscolecidae (lombrices de tierra), Armadillidae y Trachelipidae (cochinillas); mientras que en los sistemas C, Cv y Au su predominio fue más marcado (Fig. 6.1).

Abundancia de la macrofauna y sus grupos funcionales

El análisis estadístico de la abundancia promedio de la macrofauna total mostró diferencias entre los sistemas de uso. También se halló un efecto significativo entre los sistemas para la abundancia de todos los grupos funcionales, aunque es válido señalar que hubo mayor disimilitud para los detritívoros y depredadores y menor para los herbívoros y omnívoros (Tabla 6.2).

La abundancia de la macrofauna fue mayor en Sa, seguido por Bs y Bp. Los valores más bajos se hallaron en los restantes cuatro sistemas de uso estudiados. La alta abundancia de la macrofauna en Sa estuvo determinada por los elevados valores derivados del número de individuos de detritívoros y omnívoros. Estos últimos estuvieron representados en su totalidad por las hormigas en todos los sistemas de uso de la tierra. Igualmente en Bs y Bp hubo mayor representatividad de detritívoros en primer lugar, seguidos por los omnívoros y depredadores con abundancia cercana entre ellos. En el caso de P se destacaron casi en igual magnitud los detritívoros, los herbívoros y los omnívoros. En los otros sistemas de uso de la tierra prevalecieron, fundamentalmente, los omnívoros, aunque en Au dominaron con muy poca diferencia los detritívoros (Tabla 6.2).

Indicadores de la macrofauna

La aplicación de las relaciones entre la macrofauna detritívora y la no detritívora (herbívoros+omnívoros+depredadores), y en particular entre el grupo detritívoro de lombrices de tierra y el grupo fundamentalmente omnívoro de hormigas, evidenció una alta abundancia de individuos detritívoros y de lombrices, y valores de los indicadores cercanos o mayores a 1 en los ecosistemas con influencia arbórea y mayor protección sobre el suelo, sobre todo en Bp y Bs; respecto a los restantes sistemas de vegetación herbácea y cultivada que tuvieron diferentes niveles de disturbio, como P, C, Cv y Au (Fig. 6.2A y B). Solo para el indicador lombrices/hormigas en los sistemas de uso Sa, que presentaron cobertura arbórea como los bosques pero estuvieron sometidos a una intervención antrópica moderada por la práctica del silvopastoreo, se observó una diferencia más acentuada entre las hormigas y las lombrices, con dominio de las primeras, lo que se manifestó en un valor de la relación por debajo de 1 y próximo a 0 (Fig. 6.2B).

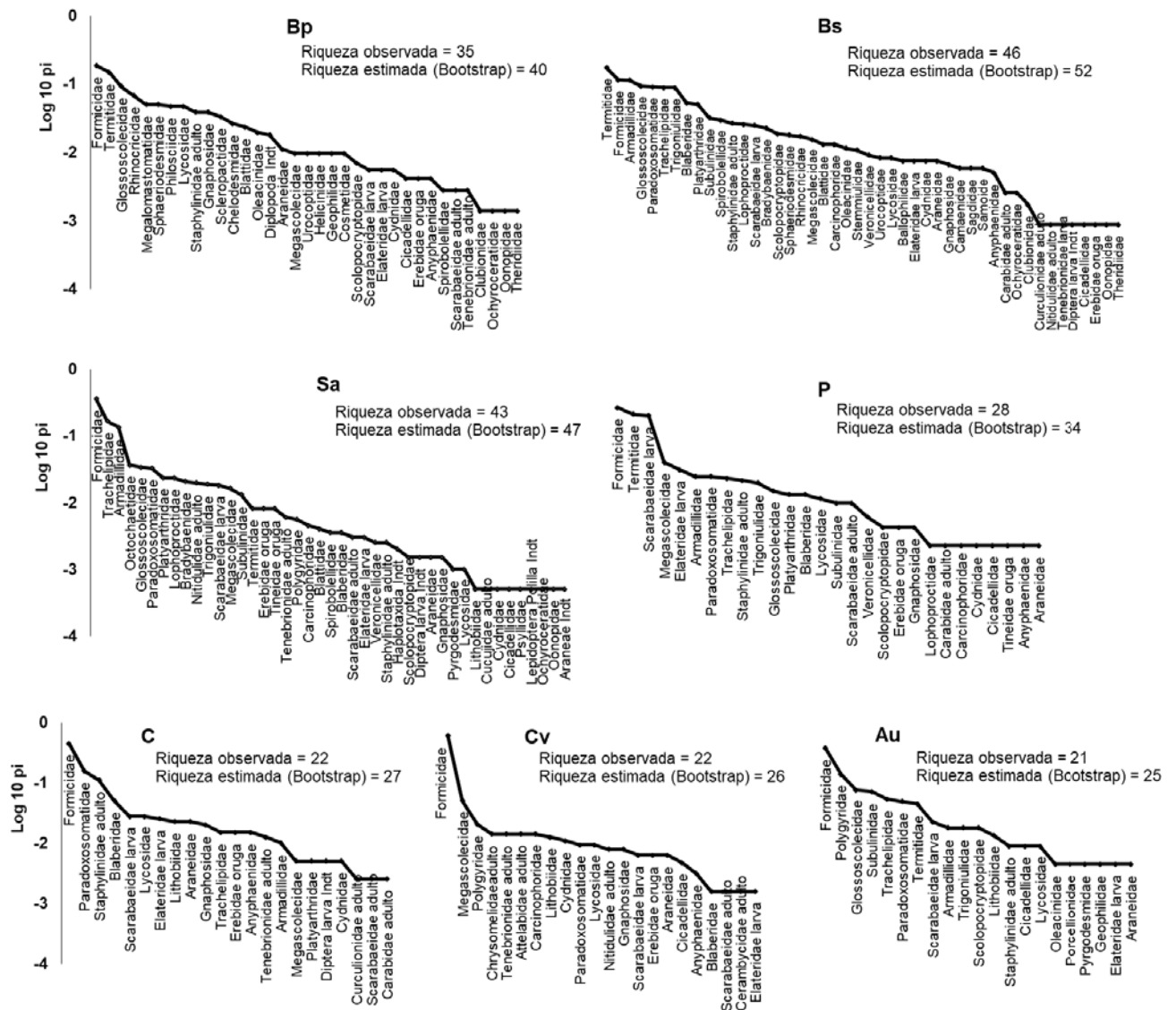


Fig. 6.1. Curvas de rango/abundancia de la macrofauna del suelo, con la riqueza de familias observada y estimada mediante Bootstrap, en los sistemas estudiados en el occidente de Cuba. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios y Au: Agroecosistemas urbanos. Indt: Familia Indeterminada.

6.4. Discusión

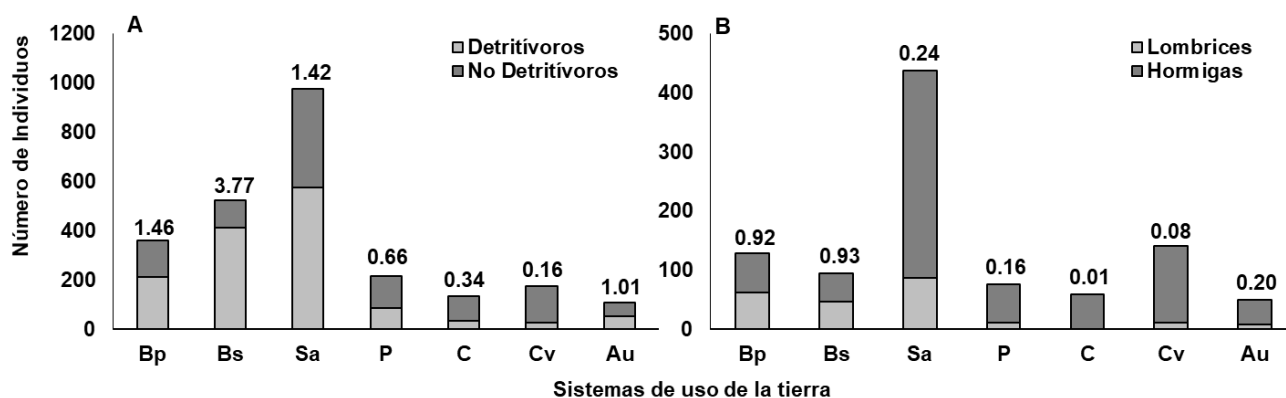
Los mayores valores de riqueza y abundancia total de la macrofauna, así como el predominio de grupos detritívoros en los bosques y en los sistemas agroforestales, respondieron a la mayor diversidad de recursos que brindan estos ecosistemas, por ejemplo: sombra y protección del suelo, alta humedad edáfica, bajas temperaturas, aporte de hojarasca y detritos, cuyos elementos contribuyen a la subsistencia de la edafofauna. Principalmente en los bosques secundarios de regeneración natural, donde se están rescatando las características de la vegetación primaria u original ocurre la colonización

Tabla 6.2. Abundancia de la macrofauna del suelo (Media \pm EE) en los sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. Valores del estadístico R del ANOSIM y su nivel de significación (***: significativo a $p < 0,001$).

Sistemas	Macrofauna total	Detritívoros	Herbívoros	Omnívoros	Depredadores
Bp	359 \pm 102,3b	213 \pm 64,2b	8 \pm 3,0b	67 \pm 27,1c	71 \pm 8,0a
Bs	523,6 \pm 140,4b	414 \pm 137,2ab	14,3 \pm 2,9b	49,3 \pm 23,1c	46 \pm 10,7ab
Sa	978 \pm 99,6a	574,5 \pm 115,9a	39,5 \pm 22,5a	351 \pm 16,4a	13 \pm 10,0c
P	216,3 \pm 88,2c	86,3 \pm 30,5c	51 \pm 18,5a	64,6 \pm 52,9c	14,3 \pm 3,2c
C	133 \pm 34,3c	34,3 \pm 31,8c	7 \pm 3,2b	59 \pm 44,0c	32,6 \pm 7,3b
Cv	176,3 \pm 10,7c	25 \pm 3,2c	12,6 \pm 5,5b	130 \pm 4,0b	8,6 \pm 0,3c
Au	106,5 \pm 44,6c	53,5 \pm 38,6c	3,5 \pm 0,5c	42 \pm 3,0c	7,5 \pm 2,5c
ANOSIM (R)	0,27***	0,35***	0,15***	0,16***	0,23***

Véase la identificación de los sistemas de uso en Fig. 1

Letras distintas indican diferencias significativas entre sistemas de uso de la tierra para cada grupo funcional y la macrofauna total, por la prueba de Corrección de Bonferroni ($p < 0,05$).



Los valores encima de las barras, en cada sistema de uso de la tierra, son el resultado de la división entre los numeradores y los denominadores de las relaciones

Figura 6.2. Número de individuos de detritívoros/no detritívoros (A) y de lombrices/hormigas (B), como indicadores de la macrofauna, en los sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios y Au: Agroecosistemas urbanos.

de la fauna exótica y la nativa (Pashanasi, 2001); lo que quizás influyó en la mayor cantidad de macrofauna asociada a estos bosques con respecto a la encontrada en los bosques más conservados o definidos como primarios. Los otros sistemas de uso no favorecieron el desarrollo de las comunidades de la macrofauna, debido al pastoreo y al pisoteo de los animales y a la intensa labranza (a través de la maquinaria y la fertilización química), lo cual se traduce en una mayor degradación edáfica y pérdida de la calidad biológica del suelo. Solo los agroecosistemas urbanos, a pesar de hallarse en constante laboreo, se alejaron de lo anteriormente mencionado, ya que en ellos se practicó la fertilización orgánica, las

asociaciones de cultivos y otros manejos agroecológicos. La macrofauna en este tipo de sistema estuvo representada fundamentalmente por organismos detritívoros, que se favorecieron con las referidas prácticas.

A escala mundial existen datos similares a los logrados en este trabajo, como los que reportan: Negrete-Yankelevich *et al.* (2007), para bosques prístinos y de sucesión secundaria en las montañas nubladas mexicanas; Rossi *et al.* (2010), para agroecosistemas en Guyana Francesa; Bao-Ming *et al.* (2012), para espacios urbanos en China; Velásquez *et al.* (2012) y Moura *et al.* (2015), para pastizales de la Amazonía brasileña que integran diferentes especies, entre ellas *Leucaena leucocephala*; Vasconcellos *et al.* (2013), para bosques semidecíduos de Brasil con diferentes edades; Rousseau *et al.* (2013), quienes estudian distintos cultivos, sistemas agroforestales y bosques secundarios de América Central; Durán y Suárez (2013) y Suárez *et al.* (2015), que evalúan el efecto de diferentes arreglos agroforestales en la Amazonía colombiana; Siqueira *et al.* (2016), que comparan monocultivo de caña con diferentes tipos de vegetación natural en el estado de Pernambuco en Brasil; y Chávez-Suárez *et al.* (2016), quienes inician estudios en ecosistemas ganaderos de montaña en el oriente de Cuba. De modo general, estos autores encuentran variación en las comunidades de la macrofauna, tales como la desaparición y sustitución de su composición nativa y la disminución drástica de su riqueza taxonómica y su abundancia, por influencia de la pérdida de cobertura arbórea y de la conversión de ecosistemas naturales a plantaciones y sistemas de cultivo.

En cuanto a los indicadores de la macrofauna propuestos, se plantea que cuando hay una abundancia alta e incluso superior de organismos detritívoros o de lombrices de tierra, y una menor representación de individuos no detritívoros o específicamente de hormigas, los sistemas podrían tener poca o ninguna alteración en el ambiente edáfico y un posible estado favorable de fertilidad, como se manifestó en este estudio principalmente en los bosques. En tal sentido, los sistemas con estas características mostrarán valores cercanos o mayores a 1, como resultado de la división entre el numerador y el denominador de las relaciones. Sin embargo, un resultado inverso, con predominio de organismos no detritívoros y de hormigas, podría indicar sistemas o prácticas con un impacto negativo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y, por ende, sobre su calidad, lo que ocurrió en los pastizales y en los restantes sistemas agrícolas intensivos y con manejos desfavorables. En estos casos los valores de las relaciones se encontraron por debajo de 1 y próximos a 0.

La interpretación recién dada sobre los indicadores serían las dos variantes de mayor contraste, por lo que no siempre se podría obtener el resultado ya descrito. Los indicadores fueron propuestos como una herramienta útil y rápida para inferir acerca de un posible estado de salud del suelo, realizar su evaluación primaria y continuar el monitoreo de su calidad. Su propuesta se originó a partir de los resultados de este trabajo y, en general, los alcanzados en el país y también en el mundo; los cuales evidenciaron el daño ocasionado a la fauna detritívora y a las lombrices de tierra, generado esencialmente por la disminución o falta de cobertura vegetal y aporte de hojarasca, el profundo laboreo en el suelo y el uso de productos químicos, así como por las condiciones no idóneas de humedad, temperatura y contenido de materia orgánica en el medio edáfico. En cambio otros grupos, como las hormigas, se mantuvieron, resistieron y proliferaron ante estas y otras situaciones de perturbación.

Zerbino *et al.* (2008) y Pinzón *et al.* (2014) obtienen mayor abundancia del grupo funcional de detritívoros en sistemas del trópico húmedo donde se emplean métodos de agricultura de conservación y en otros ecosistemas más preservados, y del grupo de depredadores donde el uso del suelo es más intensivo. Otros autores hallan afectaciones en la riqueza, densidad

y biomasa de las lombrices de tierra en sistemas con mayor intensidad de manejo (Feijoo *et al.*, 2007; Botina *et al.*, 2012; Bartz *et al.*, 2013).

En el caso de las hormigas, existen distintos reportes que apoyan su posible uso como indicador de perturbación del suelo o que las definen como indicadores de la calidad del hábitat (Chanatásig-Vaca *et al.*, 2011; Crepaldi *et al.*, 2014). Los resultados de este estudio, como ya se planteó, ejemplificaron la prevalencia y resistencia de las hormigas en sistemas degradados, sobre todo de especies invasoras como *Wasmannia auropunctata* (santanilla o santanica), *Nylanderia fulva* (hormiga loca) y *Solenopsis geminata* (hormiga brava).

Velásquez (2004) cita a la hormiga brava entre las especies que sugieren disturbios en ecosistemas de Colombia y Nicaragua, mientras que Chanatásig-Vaca *et al.* (2011) recomiendan a este insecto para ser empleado en el monitoreo ambiental. Estos últimos autores obtienen una alta densidad de hormigas en monocultivo en México, en especial de *S. geminata*, lo que se explica por su tolerancia a ambientes abiertos con menor disponibilidad de recursos, expuestos al sol y con un manejo convencional de aplicación de agroquímicos y laboreo mecánico.

Una relación similar a la de las lombrices/hormigas se tiene en cuenta anteriormente para valorar el grado de alteración en los ecosistemas, pero con el uso de termitas en lugar de hormigas (Barros *et al.*, 2002; Lavelle *et al.*, 2003). No obstante, esta relación tiene poca aplicación ya que ambos táxones –lombrices y termitas– sufren variaciones a partir de la fragmentación, aislamiento y degradación de los hábitats (Cabrera Dávila, 2012).

Por otra parte, se podría limitar el uso de las hormigas por la conducta social de estos insectos, cuyas colonias están formadas por miles de individuos. No obstante, en la literatura especializada se plantea que las hormigas pueden evaluarse de igual forma que otros grupos de la macrofauna que no tienen comportamiento gregario, si el protocolo de recolecta en campo es suficientemente robusto, con las réplicas adecuadas de diferentes sistemas de uso de la tierra e igual esfuerzo de muestreo en cada una de ellas. Estas réplicas de uso se definen como estratos en un diseño estratificado, el cual resulta apropiado para estudiar el valor bioindicador de la macrofauna (Huising *et al.*, 2012).

Se reconoce la importancia del estudio integrado de las propiedades físicas, químicas y biológicas para explicar el estado del suelo, aunque es necesario señalar que utilizar indicadores biológicos en lugar de mediciones físicas y químicas tiene ventaja porque estos son los primeros en manifestar los cambios que implican los disturbios del medio; además requieren pocos recursos y un menor costo. En tal sentido es que se realiza la propuesta de los indicadores de la macrofauna, para ayudar a monitorear la evolución de la calidad del suelo, de forma rápida y práctica, a través de grupos que pueden ser fácilmente reconocidos y determinados, tanto por el personal profesional y técnico como por los propios productores en cualquier tipo de suelo y sistema de cultivo. En particular, la determinación de la relación lombrices/hormigas requiere de un conocimiento menos especializado, ya que los táxones involucrados resultan de más fácil y directa identificación, fundamentalmente entre los técnicos y los productores.

6.5. Conclusiones

Tanto la riqueza taxonómica como la abundancia de la macrofauna del suelo disminuyen ante una perturbación sostenida del medio edáfico, ocasionada por un alto grado de antropización y una mayor intensidad en el uso y manejo del suelo. La perturbación e intensidad del uso influyen fundamentalmente sobre la macrofauna con función detritívora. Se evidencia el valor de la macrofauna para diagnosticar el estado de salud del suelo y se sugieren con tal fin indicadores faunísticos, que consisten en las relaciones entre las

abundancias de diferentes grupos de la macrofauna de fácil evaluación (detritívoros/no detritívoros y lombrices/hormigas). Asimismo, se recomienda la aplicación de estos indicadores en diferentes tipos de suelo y sistemas de uso de la tierra en Cuba. La generalización contribuirá a su comprobación y validación.

6.6. Referencias bibliográficas

Anderson JM, JSI Ingram. 1993. Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. Wallingford, UK. CAB International. 221 p.

Bao-Ming GE, L Zhen-Xing, Z Dai-Zhen, Z HuaBin, L Zong-Tang, Z Chun-Lin, T Bo-Ping. 2012. Communities of soil macrofauna in green spaces of an urbanizing city at east China. *Revista Chilena de Historia Natural* 85(2): 219-226.

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(5): 338-347.

Bartz MLC, A Pasini, G Brown. 2013. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. *Applied Soil Ecology* 69: 39-48.

Botina B, A Velásquez, T Bacca, J Castillo, L Dias. 2012. Evaluación de la macrofauna del suelo en *Solanum tuberosum* (Solanales: Solanaceae) con sistemas de labranza tradicional y mínima. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 16(2): 69-77.

Brusca R, G Brusca. 2003. Invertebrates. Massachusetts, USA. Sinauer Associates. Sunderland. 936 p.

Cabrera Dávila G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes* 35(4): 349-364.

Cabrera Dávila G, N Robaina, D Ponce de León. 2011. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 34(3): 331-346.

Chanatásig-Vaca CI, E Huerta, P Rojas, A Ponce-Mendoza, J Mendoza, A Morón, H van der Wal, BB Dzib-Castillo. 2011. Efecto del uso de suelo en las hormigas (Formicidae: Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 27(2): 441-461.

Chávez-Suárez L, Y Labrada, A Álvarez. 2016. Macrofauna del suelo en ecosistemas ganaderos de montaña en Guisa, Granma, Cuba. *Pastos y Forrajes* 39(3): 111-115.

Crepaldi RA, I Portilho, R Silvestre, F Mercante. 2014. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. *Ciência Rural* 44(5): 781-787.

Durán EH, JC Suárez. 2013. Fauna del suelo y hojarasca en arreglos agroforestales de la Amazonia Colombiana. *Momentos de Ciencia* 10(1): 59-66.

Feijoo A, M Zúñiga, H Quintero, P Lavelle. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes* 30(2): 235-249.

- Gómez DF, MC Godoy, JM Coronel. 2016. Macrofauna edáfica en ecosistemas naturales y agroecosistemas de la Ecoregión Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). *Ciencias del Suelo (Argentina)* 34(1): 43-56.
- Hammer Ø. 1999-2017. PAST: PAleontological STatistics. Reference Manual. Version 1.75-3.15. Natural History Museum. University of Oslo. 253 p.
- Hernández A, JM Pérez, D Bosch, N Castro. 2015. Clasificación de los suelos de Cuba 2015. Mayabeque, Cuba. INCA. 91p.
- Huisling EJ, R Coe, JE Cares, JN Louzada, R Zanetti, FMS Moreira, FX Susilo, S Konaté, M van Noordwijk, SP Huang. 2012. Capítulo 2. Diseño y Estrategias de muestreo para la evaluación de la biodiversidad del suelo. En Moreira FMS, EJ Huisling, DE Bignell eds. Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo. México. Instituto Nacional de Ecología. p. 53-90.
- Lavelle P, B Senapati, E Barros. 2003. Soil Macrofauna. En Schroth G, FL Sinclair eds. Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods. UK. CABF Publishing. p. 303-323.
- Magurran AE. 2004. Measuring biological diversity, 6th ed. Malden. Blackwell Publishing. 200 p.
- Marichal R, M Grimaldi, A Feijoo, J Oszwald, C Praxedeses, D Ruiz, M Hurtado, T Desjardins, ML da Silva, L Gonzaga, I Souza, M Nascimento, GG Brown, S Tsélouiko, M Bonifacio, T Decaëns, E Velásquez, P Lavelle. 2014. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology* 83: 177-185.
- Martínez LE, MT Oñate, AA Cuervo. 2016. Evaluación de la diversidad de macroinvertebrados edáficos en municipios del centro del Cesar (Chimichagua, Chiriguana y La Jagua de Ibirico). *Luna Azul* 43: 203-228.
- Mesa-Pérez MA, M Echemendía, R Valdés, S Sánchez, F Guridi. 2016. La macrofauna edáfica, indicadora de contaminación por metales pesados en suelos ganaderos de Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 39(3):116-124.
- Moura EG, A das CF Aguiar, AR Piedade, GX Rousseau. 2015. Contribution of legume tree residues and macrofauna to the improvement of abiotic soil properties in the eastern Amazon. *Applied Soil Ecology* 86: 91-99.
- Negrete-Yankelevich S, C Fragoso, AC Newton, OW Heal. 2007. Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican Cloud Forest. *Applied Soil Ecology* 35: 340-355.
- Pashanasi B. 2001. Estudio cuantitativo de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica* 12(1-2):75-97.
- Pauli N, LK Abbott, S Negrete-Yankelevich, P Andrés. 2016. Farmers' knowledge and use of soil fauna in agriculture: a worldwide review. *Ecology and Society* 21(3):19-39.
- Pinzón S, GX Rousseau, A Rocha, D Celentano, ML Correa, H Braun. 2014. La macrofauna del suelo como indicadora de degradación de bosques ribereños en la amazonia oriental brasilera. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 114(1): 49-60.

- Rossi JP, L Celini, P Mora, J Mathieu, E Lapied, J Nahmani, JF Ponge, P Lavelle. 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macroinvertebrate diversity: A case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135:148-154.
- Rousseau L, SJ Fonte, OTéllez, R van der Hoekc, P Lavelle. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators* 27: 71-82.
- Ruiz N, J Mathieu, L Célini, C Rollard, G Hommay, E Iorio, P Lavelle. 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 2032-2045.
- Silva LLGG da, AS de Resende, PF Dias, MEF Correia, RN Scoriza. 2015. Soil macrofauna in wooded pasture with legume trees. *Ciência Rural* 45 (7): 1191-1197.
- Siqueira GM, EF de F Silva, MM Moreira, GA de A Santos, RA Silva. 2016. Diversity of soil macrofauna under sugarcane monoculture and two different natural vegetation types. *African Journal of Agricultural Research* 11(30): 2669-2677.
- Souza ST, PC Cassol, D Baretta, MLC Bartz, O Klauberg, AL Mafra, M Gonçalves. 2016. Abundance and diversity of soil macrofauna in native forest, eucalyptus plantations, perennial pasture, integrated crop-livestock, and no-tillage cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 40: 1-13.
- Suárez JC, EH Bautista, G Rosas. 2015. Macrofauna edáfica asociada con sistemas agroforestales en la Amazonía Colombiana. *Acta Agronómica* 64(3): 214-220.
- Vasconcellos RLF, JC Segat, JA Bonfima, D Baretta, EJBN Cardoso. 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology* 58: 105-112.
- Velásquez E. 2004. Bioindicadores de calidad de suelo basados en poblaciones de macrofauna y su relación con características funcionales del suelo. Tesis de doctorado. Palmira. Universidad Nacional de Colombia. 181 p.
- Velásquez E, SJ Fonte, S Barot, M Grimaldi, T Desjardins, P Lavelle. 2012. Soil macrofauna mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. *Applied Soil Ecology* 56: 43-50.
- Velásquez E, P Lavelle, M Andrade. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 3066-3080.
- Zerbino MS, N Altier, A Morón, C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* XII(1): 44-55.

Discusión General



Escarabajo larva

Coleoptera: Scarabaeidae



Hormiga

Formicidae:

Paratrechina fulva



Cucaracha

Blaberidae:

Pycnoscelus surinamensis



Tijereta

Dermaptera:

Forficulidae



Termitas

Termitidae:

Nasutitermes rippertii

Fotografía: A. Gamboa Valerino

CAPÍTULO 7

DISCUSIÓN GENERAL

7.1. Efecto del cambio y la intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica

7.1.1. Efecto sobre la composición taxonómica, riqueza, diversidad y abundancia

Los patrones establecidos de riqueza, diversidad y abundancia de la macrofauna edáfica, con valores más altos en los sistemas estables y con árboles (bosques y sistemas agroforestales), y más bajos en los ecosistemas simplificados, sin cobertura arbórea y con un laboreo profundo del suelo (pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos) (Figs. 3.1, 3.2, 6.1; Tabla 6.2), evidenciaron el fuerte impacto que sobre las comunidades edáficas ejercen el tipo y la estructura de la vegetación, así como la intensidad del manejo en el suelo. Especialmente el efecto negativo y de deterioro que causan la disminución de la cobertura vegetal y la poca estabilidad en los ecosistemas debido a las actividades constantes de pastoreo, preparación mecanizada del suelo y uso de agroquímicos (Ayuke *et al.*, 2009; Bautista *et al.*, 2009; Rousseau *et al.*, 2013; Lavelle *et al.*, 2014; Marichal *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2016; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018).

Los bosques primarios como sistemas de referencia con un buen estado de conservación en este estudio, respondieron a una vegetación de bosque siempreverde mesófilo tropical, con un alto nivel de humedad, madurez, diversidad y endemismo (Fig. 2.3; Capítulo 5). Precisamente este ambiente húmedo, maduro y diversificado de la cobertura vegetal proporcionó condiciones edafo-climáticas estables, un mosaico complejo y heterogéneo de microhábitats, y una gran variedad de recursos alimenticios, que son esenciales en la obtención de valores altos de abundancia, riqueza y diversidad de la macrofauna edáfica (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Vasconcellos *et al.*, 2013; Souza *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017), como los alcanzados en los bosques naturales investigados (Figs. 5.2, 6.1; Tabla 6.2). Estos sistemas tuvieron un suelo distinto (Ferralsítico Amarillento) al de los restantes usos estudiados (Ferralsítico Rojo), y esto pudo intervenir en los resultados hallados, ya que el tipo de suelo es uno de los factores edáficos que afecta la edafofauna (Machado *et al.*, 2015). Las características de la macrofauna en uno de los sitios de bosques primarios (Helechal), estuvieron determinadas al parecer por la excesiva humedad edáfica durante la etapa en que se realizó el muestreo (mes lluvioso) (Capítulo 5). Sin embargo, en los bosques maduros con respecto a otros ecosistemas menos conservados (pastizales con pastoreo, sistemas de cultivo en constante laboreo, etc.), la macrofauna suele concentrarse en el estrato de hojarasca y primeros 5 cm del perfil edáfico que en horizontes más profundos. El ambiente provisto por este tipo de bosques a nivel superficial o en la hojarasca, definido por una alta acumulación de materia orgánica, raicillas, microorganismos, bajas temperaturas y alta humedad, puede tener una influencia más determinante en la macrofauna presente que las propias características físico-químicas del suelo (Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007; De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012).

Pese a las óptimas condiciones en los bosques primarios, se encontraron valores superiores de riqueza y abundancia en los bosques secundarios y los sistemas agroforestales (Fig. 6.1; Tabla 6.2). Ambos tipos de sistemas tuvieron características intermedias de perturbación, lo que conlleva a la colonización de una amplia gama de organismos (Pashanasi, 2001; De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012). Los bosques secundarios se caracterizaron por la aparición de especies típicas de vegetación semidecídua, con una etapa de intermedia a avanzada en la sucesión natural y con cierta complejidad estructural, lo cual favorece la convivencia de táxones edáficos competidores y tolerantes a la perturbación, junto a otros de requerimientos más estrictos de hábitats mejor conservados (Pinzón *et al.*, 2014); siendo la causa probable de la mayor cantidad de macrofauna encontrada en ellos.

Los sistemas agroforestales bajo un manejo silvopastoril, combinaron de forma simultánea árboles leguminosos con un estrato herbáceo de gramíneas y animales domésticos herbívoros, lo que desempeña un papel crucial como sistemas conservacionistas al reducir los impactos negativos de la agricultura y retener gran parte de la biodiversidad (López-Vigoa *et al.*, 2017). Los resultados referidos para este uso de suelo pudieron obedecer en particular a la presencia de la leguminosa arbórea *Leucaena leucocephala*, la cual potencia la producción de la masa vegetal y la cobertura del terreno, promueve el aporte de nutrientes a través de la fijación del nitrógeno atmosférico e incrementa la cantidad y la calidad de los residuos vegetales, todo lo cual amplifica la actividad biológica y sobre todo la fauna benéfica del suelo (Scoriza *et al.* 2016; López-Vigoa *et al.*, 2017). Tanto los sistemas silvopastoriles como los pastizales estuvieron sometidos a régimen de pastoreo, pero este aspecto al parecer tuvo un mayor efecto en los pastizales ya que fueron los que expresaron un descenso notable de la diversidad y abundancia de la macrofauna (Fig. 6.1; Tabla 6.2). La combinación de la desaparición del estrato arbóreo y la carga animal en pastoreo, la cual fue de media a alta para estos pastizales (2,8 UGM ha⁻¹) (Senra, 2005; López-Vigoa *et al.*, 2017), altera la disponibilidad de los recursos, el microclima, la porosidad, aireación y compactación del suelo, que determinan el establecimiento de la macrofauna en el medio edáfico. El aumento de la temperatura, así como la reducción de la humedad del suelo, por incidencia directa de los rayos solares en este tipo de sistemas, puede acarrear problemas en el crecimiento y la supervivencia de la edafofauna; las altas temperaturas pueden aumentar la frecuencia de las mudas y ello hace a estos animales más vulnerables ante sus enemigos al incrementarse el riesgo de depredación (González *et al.*, 2001; Bautista *et al.*, 2009).

Las áreas de cultivo de este trabajo, representadas en parte por los cañaverales y los cultivos varios, coincidieron en procedimientos, tales como el uso fertilizantes químicos, herbicidas y plaguicidas y la utilización de maquinaria pesada en la preparación de la siembra, lo que pudo influir en la caída de los valores de riqueza y abundancia en estos usos (Figs. 3.1, 3.2, 6.1; Tabla 6.2), ya que son métodos que ocasionan la degradación progresiva del ambiente (Ayuke *et al.*, 2009). Los sistemas de monocultivos de caña han tenido durante mucho tiempo las tierras destinadas a este tipo de uso, con un corto tiempo de recuperación entre cosecha-siembra, y donde el suelo ha sido poco protegido por el empleo de los agroquímicos y la falta de coberturas muertas. Los cultivos varios, sufrieron la rotación continua de varios cultivos de ciclo corto, y de forma equivalente a los cañaverales, una aplicación reiterada de fertilizantes químicos, una preparación mecanizada, y una técnica inadecuada de riego (por aspersión) que en ocasiones suele provocar el endurecimiento, la formación de costras y la erosión del suelo (Sithole *et al.*, 2017).

Las prácticas mencionadas, para ambos sistemas, comprometen significativamente las propiedades físicas y químicas del suelo por la eliminación de la materia orgánica, una prolongada exposición a la luz solar y una alteración física de su estructura, lo que origina una pérdida parcial o total de su fertilidad, su biodiversidad y su capacidad de recuperación o resiliencia (Pauli *et al.*, 2011; Pinzón *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2016; Sithole *et al.*, 2017). Los agroecosistemas urbanos, en su lugar, presentaron los valores más bajos en riqueza y abundancia de la fauna de macroinvertebrados (Fig. 6.1; Tabla 6.2), debido supuestamente a las labores perennes de siembra de cultivos de ciclo corto, principalmente de especies hortícolas, que generaron mayor intervención antrópica e inestabilidad del medio edáfico, como en los cañaverales y los cultivos varios. No obstante, en estos sistemas de agricultura urbana se mantuvieron prácticas beneficiosas como la fertilización orgánica mediante estiércol vacuno y lombricompost, aunque se presentaron dificultades con la disponibilidad y aplicación de este material orgánico y también con el riego.

Por otra parte, la composición taxonómica de la macrofauna, teniendo en cuenta todos los usos de suelo, totalizó tres phylum, siete clases, 23 órdenes, 66 familias, y solo se pudieron nombrar 69 géneros y 46 especies (Tabla 3.1; Anexo 1). La gran mayoría de las especies

nombradas, y en general la macrofauna encontrada, presenta una amplia distribución geográfica y/o de hábitat, lo cual disminuye su atención para aspectos de conservación local. Sin embargo, esta fauna requiere protección por su importancia funcional en el mantenimiento de los procesos edáficos, de servicios ecosistémicos como la descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes, y por ende en la preservación de la fertilidad y uso sostenible del suelo (Lavelle *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2015; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Frouz, 2018).

Otras observaciones apoyaron los resultados y argumentos expuestos anteriormente. El bajo número de familias exclusivas obtenido en la mayoría de los sistemas de uso y sobre todo en aquellos con un mayor nivel de perturbación sobre el suelo como los pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos (Fig.3.1; Anexo 1), indicó un alto nivel de igualdad respecto a la composición cualitativa de táxones entre estos sistemas. En tal sentido, el coeficiente de similitud comunitario, hallado como análisis adicional a los principales resultados de tesis, arrojó una mayor similitud especialmente entre los sistemas que tuvieron una estructura de la vegetación y manejos semejantes, a pesar de que el análisis se realizó a nivel taxonómico superior de familia (Anexo 2). Tal fue el caso de los bosques primarios (Bp), que expresaron la similitud más alta con los bosques secundarios (Bs) (0,56), y también se observaron comunidades bastante similares entre los bosques secundarios y los sistemas agroforestales (Sa) (0,70), así como entre los pastizales (P), los cañaverales (C) y los cultivos varios (Cv) (> 0,60). No obstante, se obtuvieron índices igualmente altos entre sistemas estructuralmente opuestos, como fueron los pastizales con los sistemas agroforestales (0,73) y con los bosques secundarios (0,68) (Anexo 2). Ello podría responder a que algunas de las réplicas de estos sistemas se localizaron muy cercanas geográficamente (San José de las Lajas, Mayabeque; Fig.2.1) y dentro de una matriz de paisaje mayormente de pastizales; además los sistemas agroforestales y los pastizales tuvieron coincidencias en su composición botánica, al compartir la misma especie de pasto (*Megathyrsus maximus*). Los agroecosistemas urbanos (Au) por su lado, mostraron valores de similitud menores con los bosques, los cañaverales y los cultivos varios (< 0,50), a pesar de ser los últimos, sistemas equivalentes a estos por el laboreo continuo en el suelo, pero con particularidades de manejo diferentes. Precisamente la aplicación de enmiendas orgánicas en los sistemas urbanos, al parecer influyó en la mayor similitud expresada con los pastizales (0,61), al tener los mismos una entrada directa de material orgánico a través de los animales en pastoreo.

También el análisis complementario de agrupamiento entre los sistemas estudiados, reflejó la influencia de las características de cada sistema no solo sobre la riqueza sino sobre la abundancia de la macrofauna del suelo (Anexo 3). Se observó la tendencia a la formación de tres grupos tanto en función de la riqueza como de la abundancia, donde se ubicaron más cercanamente los sistemas con valores similares de estas variables. Los valores más altos e intermedios de riqueza y abundancia definieron dos grupos de sistemas (riqueza: Bp y Sa-Bs; abundancia: Sa y Bp-Bs) y los valores más bajos un tercer conjunto (P-C-Cv-Au) (Anexo 3). La mayor riqueza y abundancia estuvo asociada a los sistemas que propiciaron mejor cobertura y estabilidad del medio edáfico, tales como los bosques (Bp y Bs) y los sistemas agroforestales (Sa), y los menores valores a los sistemas que tuvieron una estructura vegetal más simple y una menor protección sobre el suelo, en este caso los pastizales (P), los cañaverales (C), los cultivos varios (Cv) y los agroecosistemas urbanos (Au). Exploraciones de este tipo mediante dendrogramas de similaridad entre múltiples comunidades de la macrofauna edáfica diferencian, muy cercano a este trabajo, dos clases de ambientes con menor y mayor grado de perturbación (Gómez *et al.*, 2016; Amazonas *et al.*, 2018).

Las variaciones en la riqueza taxonómica y la abundancia de la macrofauna edáfica, que permitieron esta separación entre sistemas más complejos y conservados *versus* sistemas más sencillos y perturbados, pudieron estar determinadas, además, por propiedades

edáficas tanto físicas como químicas, las cuales pueden estar condicionadas a su vez por el uso y manejo del suelo (Domínguez *et al.*, 2010; Ayuke *et al.*, 2011; Lavelle *et al.*, 2014). El estudio reveló que los sistemas que manifestaron una notable reducción en riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica (pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos), fueron los que en coincidencia tuvieron una mayor degradación del suelo por sus bajos valores de humedad, contenido de materia orgánica y nutrientes, principalmente de calcio, y una mayor densidad aparente y compactación, en comparación con los bosques primarios y secundarios y los sistemas agroforestales, que mostraron mejores condiciones edáficas (Tabla 2.1) y una alta actividad de la macrofauna. Estos resultados estuvieron acordes con los obtenidos en diversas investigaciones conducidas en regiones tropicales y subtropicales, donde la distribución espacial, así como la densidad y la biomasa de las comunidades de las lombrices de tierra y de la macrofauna del suelo, han sido directamente relacionadas a escala local con la materia orgánica, el tenor de nitrógeno y otros nutrientes, la relación Carbono/Nitrógeno, el pH, la textura (sobre todo el contenido en arenas y arcillas), la capacidad de intercambio catiónico, la retención de agua, la aireación, la porosidad y la estructura del suelo (Bartz *et al.*, 2013; Lavelle *et al.*, 2014; Marichal *et al.*, 2014; Gonçalves *et al.*, 2015; Gholami *et al.*, 2016; Masin *et al.*, 2017).

Las variables analizadas de densidad aparente, humedad, materia orgánica y calcio, que fueron las que se percibieron con diferencias más acentuadas y supuestamente con mayor significación en este trabajo (Tabla 2.1), pueden definir la compactación, porosidad, contenido de agua, aireación y fuentes nutritivas repartidas en el perfil edáfico. Todos son factores muy importantes en procesos fisiológicos y de crecimiento como la muda de los macroinvertebrados (calcio y humedad), en su movilidad en el suelo (densidad aparente), y en funciones vitales, en el desarrollo y la distribución espacial de sus comunidades (materia orgánica) (Domínguez *et al.*, 2010; Huerta y van der Wal, 2012; Gonçalves *et al.*, 2015; Hernández *et al.*, 2018).

La clara tendencia en esta investigación sobre la disminución de la riqueza de familias, la diversidad y la abundancia de la macrofauna edáfica, a medida que aumenta el nivel de degradación de los ecosistemas y del medio edáfico, fue bastante congruente con lo que se observa en diferentes sistemas de uso de la tierra, principalmente del trópico. En cuanto a riqueza de familias, los hábitats agrícolas del presente estudio, incluso los agroecosistemas urbanos donde se aplicaron prácticas beneficiosas al suelo, tuvieron resultados inferiores (21-22 familias) a los que hallan Brévault *et al.* (2007), de 35 familias en áreas de cultivo de algodón con un manejo sostenible en Cameroon. El valor encontrado en los bosques primarios (35 familias), coincidió exactamente con lo que reportan Araújo *et al.* (2010) en un tipo de vegetación boscosa, menos húmeda que la estudiada, en el noreste de Brasil. Para los usos de cultivos varios y cañaverales existen otros valores más cercanos, como los que definen Vásquez *et al.* (2014), de solo 17 familias en zonas de monocultivo de maíz en México. También para estos sistemas y los pastizales, la riqueza fue muy similar a la enunciada por Santos *et al.* (2017), entre 17-26 familias para sitios de pastos manejados, nativos y sistemas intensivos de cultivos en Brasil; en tanto Noguera-Talavera *et al.* (2017) observan 19 familias en un sistema agroecológico en Nicaragua, muy parecido a lo registrado en los sistemas urbanos estudiados bajo fertilización orgánica (Figs. 3.1, 6.1).

Por su parte, estimados de diversidad con el empleo del índice de Shannon, como los determinados en esta investigación para los bosques primarios ($H' = 2,57-2,72$) (Capítulo 5), fueron muy superiores a los que informan Vasconcellos *et al.* (2013) para bosques naturales y con diferentes años de regeneración en la Mata Atlántica de Brasil ($H' = 1,10-1,34$), y Pinzón *et al.* (2014) para bosques ribereños con baja degradación en la Amazonía oriental brasileña ($H' = 0,60$). En términos de abundancia, este estudio mostró en similitud con otras investigaciones, la tendencia de esta variable a decrecer con una mayor perturbación (sistemas agroforestales con 978,0 individuos > bosques secundarios con 523,6 > bosques primarios con 359,0 > pastizales con 216,3 > cultivos varios con 176,3 > cañaverales con

133,0 > agroecosistemas urbanos con 106,5 individuos) (Tabla 6.2). Indistintamente, Zerbino *et al.* (2008) perciben 487,0 individuos en cultivos continuos y 1138,0 en un campo natural de Uruguay, Vásquez *et al.* (2014) 96,0 individuos en zonas de monocultivos de México, Suárez *et al.* (2015) 1129,0 individuos en sistemas agroforestales de la Amazonía colombiana y Amazonas *et al.* (2018) 68,0 individuos en pastos, de 199,0-865,0 en bosques regenerados y 1214,0 en bosques naturales del sureste de Brasil.

Respecto a la densidad y la biomasa, se mantuvo el gradiente antes expuesto tanto en este trabajo (bosques secundarios: 1166,6 ind.m⁻² y 67,4 gm⁻²; pastizales: 581,0 ind.m⁻² y 7,7 gm⁻²; cultivos varios: 294,0 ind.m⁻² y 8,7 gm⁻²; cañaverales: 280,0 ind.m⁻² y 7,8 gm⁻²) (Fig. 3.2), como en otros desarrollados a nivel mundial. Para la densidad, varios autores obtienen los valores más altos en bosques naturales (106,3-3018,0 ind.m⁻²) y bosques secundarios (33,3-2115,0 ind.m⁻²), intermedios en pastizales (27,4-542,4 ind.m⁻²) y plantaciones o sistemas agroforestales con la inclusión de leguminosas arbóreas (34,8-800,0 ind.m⁻²), y los valores más bajos en sistemas de monocultivos y cultivos anuales (36,3-268,3 ind.m⁻²) de distintas regiones de la India, Francia, Nicaragua y Brasil (Rossi y Blanchart, 2005; Ruiz *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013; Coimbra *et al.*, 2013; Marichal *et al.*, 2014; Tapia Coral *et al.*, 2016). Contrario a la densidad, para la biomasa se ofrecen muy pocos resultados, solo Barros *et al.* (2003) declaran de 7,9-45,5 gm⁻² en pastizales, pero con manejos agrosilvopastoriles en la Amazonía occidental brasileña; mientras que Huerta *et al.* (2008) en un estudio más amplio registran hasta 57,8 gm⁻² en bosques, 8,35 gm⁻² en pastizales, 37,9 gm⁻² en diferentes agroecosistemas y 80,5 gm⁻² en huertos familiares en el estado de Tabasco en México, y también Pauli *et al.* (2011) mencionan un valor máximo de 22,3 gm⁻² en particular para bosques secundarios y sistemas agroforestales de Honduras. Recientemente, Tantachasatid *et al.* (2017) determinan un valor de biomasa mayor en los sistemas más preservados de bosques (14,4 gm⁻²) y menores en áreas cultivadas de leguminosas y gramíneas con manejo convencional (4,6 gm⁻²) y sin él (5,8-11,3 gm⁻²), en Tailandia.

La dominancia de táxones, también cumplió con la generalidad descrita en la literatura, donde las hormigas, las termitas y las lombrices de tierra se señalan entre los organismos más abundantes dentro de las comunidades edáficas (Lavelle *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 2001). En este estudio se obtuvieron fundamentalmente a las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) y las termitas (Isoptera: Termitidae) como los grupos con mayor número de individuos con respecto a toda la macrofauna, en cada sistema estudiado (bosques primarios: 21 % de hormigas y 15 % de termitas, bosques secundarios: 14 % de termitas y 11 % de hormigas, sistemas agroforestales: 38 % hormigas, pastizales: 30 % de hormigas, 23 % de termitas, cañaverales: 44 % de hormigas, cultivos varios: 74 % de hormigas, agroecosistemas urbanos: 39 % de hormigas); aunque también se destacaron otros táxones como las lombrices de tierra (Haplotaxida: Glossoscolecidae) en los bosques primarios (19 %) y secundarios (10 %), cochinillas (Isopoda: Armadillidae, Trachelipidae) en los bosques secundarios (9 %) y sistemas agroforestales (29 %), escarabajos en estado larval (Coleoptera: Scarabaeidae) en los pastizales (22 %) y en estado adulto (Coleoptera: Staphylinidae) en los cañaverales (11 %), y caracoles (Gastropoda: Polygyridae) en los agroecosistemas urbanos (14 %) (Figs. 3.3, 6.1).

Los resultados anteriores fueron similares a la mayoría de las observaciones internacionales, las cuales resaltan entre los táxones más importantes de la macrofauna total examinada a: las hormigas, que comprenden entre 19-82 % en muchos tipos de ecosistemas como bosques regenerados, sistemas agroforestales, espacios verdes urbanizados y cultivos agrícolas; las lombrices de tierra entre 22-89 % en bosques, plantaciones con árboles y pastizales nativos o naturalizados; las termitas entre 27-50 % en bosques naturales y secundarios, pastizales y sistemas silvopastoriles; las larvas y adultos de coleópteros entre 14-40 % y 17-64 % respectivamente, en bosques prístinos, alterados y en pastizales; y las cochinillas entre 10-44 % en sistemas agrosilvopastoriles, de México, Honduras, Nicaragua, Colombia, Argentina, Brasil y China (Pauli *et al.*, 2011; Bao-Ming *et*

al., 2012; De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Rousseau *et al.*, 2013; Lavelle *et al.*, 2014; Marichal *et al.*, 2014; Suárez *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2016; Tapia Coral *et al.* 2016; Gómez *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017). Chanasig-Vaca *et al.* (2011) y Pereira *et al.* (2017) enfatizan el comportamiento exitoso, principalmente de las hormigas, debido a su alta competitividad y sobrevivencia en casi todos los ecosistemas terrestres.

En relación a experiencias cubanas, los datos de riqueza, diversidad y abundancia de la macrofauna derivados del trabajo en discusión, en particular los pertenecientes a los sistemas agroforestales con manejo silvopastoril y a los pastizales (Fig. 6.1; Tabla 6.2), estuvieron próximos a los publicados anteriormente en sistemas casi idénticos del occidente del país (Rodríguez *et al.*, 2002; Sánchez y Crespo, 2004; Lok, 2005, 2010; Rodríguez *et al.*, 2008; Sánchez *et al.*, 2008, 2009; Rodríguez *et al.*, 2011), los cuales, además, se analizan y reseñan en Cabrera Dávila (2012). En contraste, se obtuvieron valores inferiores principalmente de abundancia en los bosques primarios (749,2-1298,5 ind.m⁻²), con respecto a los que exhiben las escasas y desactualizadas investigaciones en estos ecosistemas con un alto grado de naturalidad en el país (9865,0 ind.m⁻²) (Capítulo 5) (González y Herrera, 1983; González y López, 1986, 1987); aunque se acercaron más a los que se enuncian en un estudio posterior en un bosque costero siempreverde micrófilo de Mayabeque (21 táxones y 835,0 ind.m⁻²) (Serrano, 2010; Cabrera Dávila, 2012). Para los bosques primarios estudiados se realiza un análisis particular sobre la composición taxonómica de la macrofauna edáfica, por lo cual ya existen trabajos más actualizados sobre este tipo de ecosistemas naturales en Cuba (Cabrera Dávila *et al.*, 2017a; Cabrera Dávila, 2017).

Comparando con estudios más modernos en el país, que se desarrollan básicamente en sistemas antropizados, la riqueza y la abundancia (Figs. 3.1, 3.2, 6.1; Tabla 6.2) se correspondieron con la secuencia obtenida por García *et al.* (2014), la que justifican en función del grado de perturbación e intensidad del manejo. Estos autores hallan mayor número de táxones, densidad y biomasa de la macrofauna en los sistemas silvopastoriles (14 órdenes, 347,7 ind.m⁻², 50,8 gm⁻²), seguidos por los sistemas más alterados de pastizales (9 órdenes, 101,8 ind.m⁻², 18,3 gm⁻²), fincas agropecuarias (12 órdenes, 60,8 ind m⁻², 21,8 gm⁻²) y cultivos de papa (9 órdenes, 38,9 ind m⁻², 3,5 gm⁻²). Ellos, además, sitúan de modo parecido entre los grupos más relevantes (Figs. 3.3, 6.1) a los milpiés (especialmente del orden Polydesmida) (31 %) en los sistemas silvopastoriles, y en los restantes usos de suelo a las lombrices de tierra (17-43 %) y los escarabajos (18-30 %). En otro sistema silvopastoril de *Leucaena leucocephala* analizado en el Valle del Cauto en la provincia oriental de Granma, se anotan los valores más reducidos de abundancia para este tipo de hábitat en el país (216,0 individuos), pero se reconocen paralelamente a este estudio doctoral (Figs. 3.3, 6.1) los organismos predominantes de hormigas (21 %) y lombrices de tierra (18 %) (Vega *et al.*, 2014). Así como en este trabajo, Fernández *et al.* (2015), relacionan sus resultados con las mejores condiciones físicas y químicas del suelo. Estos autores conducen su investigación en cuatro fincas agropecuarias del centro del país en proceso de conversión agroecológica, y cuantifican en dos de ellas una alta densidad poblacional de macroinvertebrados, de 803,0 y 1016,0 ind.m⁻²; la cual asocian a un mayor contenido de materia orgánica y nutrientes del suelo, fundamentalmente de calcio, así como a una mayor humedad y a un pH neutro.

También Matienzo *et al.* (2015) evalúan la fauna edáfica en tres sistemas de cultivos inmersos en una matriz de agricultura urbana cubana, digase, en parcelas típicas con mayor complejidad florística y estabilidad en el manejo, y en organopónicos y huertos intensivos con una mayor intervención antrópica. Parejo al comportamiento de la riqueza, abundancia y dominancia en los agroecosistemas urbanos estudiados (Fig. 6.1, Tabla 6.2), representados igualmente por huertos intensivos, dichos autores consiguen los más bajos valores de riqueza (13 táxones entre órdenes y familias) y abundancia (402,0 individuos) en este mismo tipo de ambiente; y con respecto a la última variable, definen una alta influencia de los caracoles en este sistema (77 %). Por último, Chávez-Suárez *et al.* (2016) realizan un

trabajo sobre la composición y riqueza específica de la macrofauna en siete pastizales de producción ganadera en zonas montañosas de Granma, y de manera similar a los pastizales examinados, identifican a las hormigas y las lombrices de tierra como los táxones más ampliamente representados en casi todos estos sistemas ganaderos de montaña.

7.1.2. Efecto sobre la composición funcional

Las comunidades de la macrofauna edáfica revelaron una estructura funcional bastante definida, en la cual los detritívoros e ingenieros del suelo fueron significativamente más abundantes, con respecto a los demás grupos funcionales, en los sistemas con una menor contribución a la perturbación del suelo como los dos tipos de bosques y los sistemas agroforestales (Figs. 4.1, 5.3; Tabla 6.2). En el resto de las áreas con un efecto superior de antropización, a pesar de que los detritívoros sobresalieron en algunas de ellas (pastizales, cañaverales y agroecosistemas urbanos), jugaron también un papel muy preponderante los herbívoros y omnívoros en los pastizales, los omnívoros y depredadores en los cañaverales y los omnívoros en los cultivos varios y los agroecosistemas urbanos (Fig. 4.1; Tabla 6.2). La descripción de la composición funcional, que demuestra la drástica reducción de los organismos descomponedores de la materia orgánica de los sistemas forestales a los no forestales, debido a su variada respuesta ante el tipo, riqueza y manejo de las especies vegetales (Brévault *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2017), es otro elemento que reafirma el estado de conservación/perturbación entre los sistemas de uso estudiados.

La estructura trófica más compleja en los bosques y los sistemas agroforestales, dada por la riqueza de táxones y la alta abundancia de los detritívoros epigeos e ingenieros del suelo, representados primordialmente por las lombrices de tierra (Glossoscolecidae: 6-15 %, Moniligastridae: 11 %, Octochaetidae: 7 %), las termitas (Termitidae: 19-23 %), los diplópodos (Paradoxosomatidae: 9 %, Sphaeriodesmidae: 7 %, Rhinocricidae: 10 %, Trigonulidae: 9 %) y los isópodos (Armadillidae: 12-24 %), Trachelipidae: 9-30 %, Philosciidae: 7 %) y los caracoles (Megalomastomatidae: 8 %) (Tablas 4.1, 5.1; Fig. 6.1), pudo responder a la diversidad y configuración del estrato arbóreo, íntimamente ligado a condiciones ambientales circundantes, propicias para el crecimiento de las comunidades edáficas, tales como: la cobertura del dosel, la protección total del suelo, la sombra, la gran riqueza de nichos ecológicos, la alta calidad de la materia orgánica y producción de carbono y raíces utilizados en la descomposición, originado por la vegetación siempreverde en los bosques primarios, y semidecidual en los bosques secundarios (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Coimbra *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014; Masin *et al.* 2017; Amazonas *et al.*, 2018).

Una de las razones más ampliamente expuestas sobre el predominio de las lombrices, termitas, milpiés, isópodos y caracoles en los bosques, es su dependencia de la humedad del suelo, la cual se conserva en estos ecosistemas y les es indispensable para el intercambio gaseoso y la capacidad de regulación de este parámetro en sus cuerpos (Vasconcellos *et al.*, 2013). En los sistemas silvopastoriles, sobre todo, debió incidir la baja relación Carbono/Nitrógeno de la hojarasca aportada por la leguminosa *Leucaena leucocephala*, lo cual la hace más palatable y de fácil descomposición por los organismos epigeos macrodetritívoros, frente a otras especies vegetales presentes de gramíneas, que se caracterizan por residuos menos accesibles debido a su alta concentración de celulosa y lignina (Coimbra *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2014; Suárez *et al.*, 2015; Scoriza *et al.* 2016; Noguera-Talavera *et al.*, 2017). La preponderancia, en especial de los isópodos en estos sistemas (Armadillidae y Trachelipidae: 54 %) (Fig. 6.1), ha sido vista en otros ecosistemas forestales, incluyendo bosques de sucesión temprana, y asociada a la rápida colonización de estos organismos en la hojarasca de especies vegetales pioneras (Vasconcellos *et al.*, 2013).

En contraposición, la reducción de la trama trófica de la macrofauna, en especial de las poblaciones de descomponedores, en el resto de los usos de pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos (Fig. 4.1; Tabla 6.2), pudo deberse a la transformación y simplificación de la vegetación y a las actividades de laboreo, que trajeron en consecuencia cambios bruscos en la estructura del suelo, en las condiciones microclimáticas, en la cantidad de residuos y en la disponibilidad de sitios de refugio y alimentación, lo cual afectó los diferentes gremios en estos sistemas (Brévault *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008; Wodika y Baer, 2015; Souza *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2017). En los pastizales, el rol preponderante de detritívoros y herbívoros (Fig. 4.1; Tabla 6.2), representados con un mayor peso por las lombrices (Megascolecidae: 9 %) y termitas (Termitidae: 58 %) como individuos detritívoros e ingenieros del suelo y por la familia Scarabaeidae de Coleoptera, fundamentalmente en estado larval (83 %), como individuos herbívoros (rizófagos) (Tabla 4.1; Fig. 6.1), pudo obedecer a la alta biomasa de las raíces de las gramíneas en los pastizales, que garantiza una gran cantidad de exudados radicales y reserva de alimento y hábitat para todos estos organismos, y además a la acumulación de estiércol aportado por el ganado en pastoreo que se utiliza por algunas especies de Scarabaeidae una vez que alcanzan la adultez para la ovoposición durante su etapa reproductiva (Laossi *et al.*, 2008; Bautista *et al.*, 2009; Vásquez *et al.* 2014; Wodika y Baer, 2015).

Por otra parte, tanto en los pastizales como en los cultivos varios la importancia que adquieren los omnívoros, y en los cañaverales este gremio funcional y los depredadores, protagonizados por las hormigas (Formicidae: 89-99 %) y la familia Staphylinidae de Coleoptera (47 %), respectivamente (Tabla 4.1; Fig. 6.1), pudo vincularse a la cobertura brindada por la vegetación de corte bajo y de crecimiento espontáneo como las malezas, que fue la única en estos sistemas, y a las características de sus suelos más expuestos, abiertos y compactos, donde algunas especies de los grupos taxonómicos y funcionales mencionados prefieren escoger micrositos para la nidificación, hibernación y ovoposición, y encuentran fuentes de refugio y de alimentos alternativos (Brévault *et al.*, 2007; Lietti *et al.*, 2008; Masin *et al.*, 2017). Estrictamente los depredadores, se pudieron ver favorecidos por la aparición de huevos, larvas y adultos de táxones herbívoros (en ocasiones plagas) y de detritívoros, como posibles presas (Pinzón *et al.* 2014; Wodika y Baer, 2015). Según Chantásig-Vaca *et al.* (2011) y Wodika y Baer (2015), los omnívoros por sus hábitos generalistas, que le dan mayores opciones de microhábitat y de abastecimiento de alimento como las propias semillas de las malezas, tienen mayor capacidad de éxito frente a los otros gremios que desaparecen por su tolerancia más baja a situaciones de estrés (escasez de recursos y características edafoclimáticas extremas), como sucedió en los sistemas más perturbados de este estudio. En los agroecosistemas urbanos, el predominio de grupos detritívoros como las lombrices (Glossoscolecidae: 22 %) y los caracoles (Polygyridae: 22 %, Subulinidae: 20 %), junto a los omnívoros (Formicidae: 100 %) (Fig. 6.1), se debió seguramente al beneficio causado por la entrada (aunque deficiente) de los insumos orgánicos en estas áreas.

Asimismo, la composición y proporción de los diferentes grupos funcionales pudo estar relacionada con las propiedades del edafón, puesto que los sistemas con una mayor calidad del medio edáfico, dado por el alto contenido de materia orgánica, que determinó a su vez una menor compactación y una mayor estabilización en el régimen de humedad en ellos (bosques y sistemas agroforestales), alojaron poblaciones superiores de casi todos los gremios funcionales y especialmente de detritívoros y de lombrices de tierra como ingenieros del suelo, con una fuerte dependencia de estas variables edáficas, en comparación con los otros usos estudiados (Tablas 2.1, 6.2; Fig. 4.1). La compactación, las pérdidas de carbono orgánico, de macronutrientes y de la estructura física del suelo (densidad aparente, macroporosidad, volumen total de poros), que por lo general ocurren en los sistemas con agricultura convencional, como el manejo que tuvieron los cultivos varios y cañaverales estudiados, son factores responsables en la reducción de la diversidad

funcional de la macrofauna, de los servicios ecosistémicos que brinda y de la fertilidad del suelo (Zerbino *et al.*, 2008; Salamon *et al.*, 2008; Ayuke *et al.*, 2009; Coimbra *et al.*, 2013; Bayartogtokh *et al.*, 2016; Masin *et al.*, 2017; Noguera-Talavera *et al.*, 2017).

El patrón obtenido sobre la composición funcional, en particular para los detritívoros e ingenieros del suelo con una abundancia más alta en los bosques y los sistemas agroforestales (Figs. 4.1, 5.3; Tabla 6.2) (e.g. detritívoros: 213,0 individuos en bosques primarios; 414,0 en bosques secundarios; 574,5 individuos en sistemas agroforestales; 86,3 individuos en pastizales; 34,3 individuos en cañaverales; 25,0 individuos en cultivos varios; 53,5 individuos en agroecosistemas urbanos), coincidió totalmente con el que se refiere para diferentes ecosistemas del mundo. Numerosas investigaciones describen mayores poblaciones de estos grupos funcionales también en bosques de formación primaria y secundaria, de baja degradación, en sistemas agroforestales y en áreas con manejo agroecológico (detritívoros: 140,0-591,0 individuos y 76,8-2032,0 ind.m⁻²; ingenieros: 52,0-986,0 individuos y 924,9-4736,0 ind.m⁻²) con respecto a sistemas de cultivos y pastizales de Brasil, Colombia, Argentina y Nicaragua (detritívoros: 145,0-364,0 individuos y 11,2-1472 ind.m⁻²; ingenieros: 73,0-787,0 individuos y 38,0-109,0 ind.m⁻²) (Coimbra *et al.*, 2013; Bautista y Suárez, 2013; Pinzón *et al.*, 2014; Gómez *et al.*, 2016; Masin *et al.*, 2017; Noguera-Talavera *et al.*, 2017).

En el caso de herbívoros, depredadores y omnívoros se detectó una mayor variabilidad al confrontar los sistemas de uso estudiados con otros similares en la literatura. Los resultados sobre los herbívoros, que fueron más significativos en los pastizales (51,0 individuos y 116,0 ind.m⁻²) (Fig. 4.1; Tabla 6.2), no concordaron con los de Breaúlt *et al.* (2007) y Zerbino *et al.* (2008) quienes obtienen una mayor cantidad de herbívoros en ecosistemas más conservados de Cameroon y Uruguay (946,0 individuos y 120,0 ind.m⁻²). Sin embargo, Coimbra *et al.* (2013) y Masin *et al.* (2017) expresan los valores más altos en pastizales, contra otros ecosistemas examinados en Brasil y Argentina (pastizales: 63,0 individuos y 905,6 ind.m⁻²; sistemas agroforestales: 25,0 individuos y 25,6 ind.m⁻²; bosques secundarios: 21,0 individuos y 24,6 ind.m⁻²); aunque Gómez *et al.* (2016) informan los valores más bajos para este mismo uso de suelo, en una región de Argentina diferente a la estudiada por Masin *et al.* (2017) (pastizales: 15,0 individuos; bosques: 20,0; cultivos: 31,0; agroforestales: 57,0).

El rol importante alcanzado por los depredadores en los cañaverales (32,6 individuos y 63,0 ind.m⁻²) (Fig. 4.1; Tabla 6.2) se observa, pero en mayor magnitud, en otros sistemas intensivos de Cameroon, Nicaragua, Uruguay y Argentina (66,0-268,0 individuos y 50,0-512,0 ind.m⁻²); no obstante se registran valores considerables para sistemas menos alterados, entre ellos bosques primarios, de Malasia y Argentina (107,0-880,0 ind.m⁻²) (Tsukamoto y Sabang, 2005; Breaúlt *et al.*, 2007; Lietti *et al.*, 2008; Zerbino *et al.*, 2008; Masin *et al.*, 2017; Noguera-Talavera *et al.*, 2017), parecido a lo que sucedió también en esta investigación (bosques primarios: 71,0 individuos y 168,0-210,6 ind.m⁻²; bosques secundarios: 46,0 individuos y 96,0 ind.m⁻²) (Fig. 4.1; Tabla 6.2).

Para los omnívoros, los cuales presentaron relevancia desde los sistemas agroforestales hasta los agroecosistemas urbanos (sistemas agroforestales: 351,0 individuos; pastizales: 64,6; cañaverales: 59,0; cultivos varios: 130,0; agroecosistemas urbanos: 42,0) (Tabla 6.2), los trabajos foráneos revelan, de la misma manera, una mayor cantidad de individuos en áreas con mayor nivel de perturbación (bosques secundarios: 101,3 ind.m⁻²; sistemas agroforestales: 72,6 ind.m⁻²; pastizales: 128,0 ind.m⁻²) y una menor cantidad en sistemas naturales boscosos de Brasil (21,4-43,7 ind.m⁻²) (Coimbra *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014). Wodika y Baer (2015), sin embargo, aluden altísimas poblaciones que representan el 86% de la macrofauna total en sistemas restaurados de Illinois. La mayoría de los autores ya citados, en correspondencia con este estudio (Tablas 4.1, 5.1; Fig. 6.1), reconocen como táxones dominantes entre los detritívoros e ingenieros a: las lombrices de tierra (25-78 %),

las termitas (41-88 %), los isópodos (26-81 %) y los diplópodos (22 %), fundamentalmente en sistemas forestales; entre los herbívoros a: los escarabajos de las familias Scarabaeidae y Elateridae (22-87 %), y también a hemípteros (12-79 %) y lepidópteros (26-67 %), en bosques, sistemas agroforestales, pastizales y cultivos; entre los depredadores a: los escarabajos de las familias Staphylinidae (15-52 %) y Carabidae (24-68 %), y además a las arañas (34-91 %) y a los quilópodos (10-62 %), en sistemas naturales, pastizales y cultivos; y entre los omnívoros a: las hormigas (47-82 %) y también a algunos coleópteros (46-63 %), mayormente en sistemas perturbados.

Con respecto a los reducidos estudios en Cuba que abordan la composición funcional, la investigación actual tuvo algunos puntos de coincidencia. El predominio fundamentalmente de detritívoros en los sistemas con árboles y de omnívoros en los sistemas más intervenidos (Figs. 4.1, 5.3; Tabla 6.2), lo refleja Cabrera Dávila *et al.* (2007) en su trabajo en sistemas convertidos a manejo agroecológico con la siembra de plantas perennes y con la rotación y asociación de cultivos, comparados con un pastizal control. Estos autores hallan abundancias altas de detritívoros y omnívoros, principalmente de detritívoros en el área sembrada con leguminosa arbórea (pastizal:179,0 individuos; policultivo: 717,0; área con árboles:1371,0), y de omnívoros en el policultivo (pastizal: 491,0 individuos; policultivo: 847,0; área con árboles: 747,0), así como las menores poblaciones de herbívoros (74,0-123,0 individuos) y depredadores (2,0-44,0 individuos) en todas las áreas; con dominancia de lombrices (11-27 %), cochinillas (12-55 %) y caracoles (5-13 %) entre los detritívoros, de formícidos (94-100 %) entre los omnívoros, de lepidópteros y hemípteros (28-31 %) entre los herbívoros, y de quilópodos (38-50 %) entre los depredadores. A diferencia de los huertos urbanos estudiados en el municipio Boyeros, donde se localizaron más detritívoros (Tabla 6.2), Matienzo *et al.* (2015) en sistemas urbanos del municipio Cerro en La Habana obtienen una mayor representatividad de depredadores (55 %), seguidos de detritívoros (44 %) y herbívoros (22 %), dentro de los cuales prevalecen las hormigas y los quilópodos, los isópodos y diplópodos, y los gastrópodos, respectivamente. También Mesa-Pérez *et al.* (2016) en pastizales de Mayabeque con diferentes grados de contaminación por metales pesados, encuentran que la macrofauna recolectada está dominada por organismos depredadores, los que manifiestan poblaciones altas (80,0-382,0 individuos) en las áreas fuertemente contaminadas por los metales plomo y zinc, y se constituyen en gran parte por Staphylinidae, que es la única familia de Coleoptera capaz de colonizar en el ecosistema más contaminado.

El conjunto de resultados discutidos hasta aquí, demuestra que un manejo adecuado del suelo, a partir de la aplicación de prácticas conservacionistas que garanticen la cobertura permanente de la superficie del suelo con materiales orgánicos, la perturbación mínima de manera perpetua, y la diversificación mediante la secuencia y/o el uso de las asociaciones vegetales, ayudarán a mejorar las propiedades edáficas físicas y químicas y con ello a sustentar una comunidad variada y numerosa de la macrofauna, así como a mantener la red trófica, la integridad y funcionalidad biológica del suelo. Todo contribuiría, a su vez, al control de las plagas, a la descomposición de la materia orgánica, a la disponibilidad de los nutrientes, a una retroalimentación del componente vegetal existente y al futuro de la productividad sostenible del sistema (Lietti *et al.*, 2008; Bautista y Suárez, 2013; Noguera-Talavera *et al.*, 2017; López-Vigoa *et al.*, 2017, Hernández *et al.*, 2018).

7.2. La macrofauna como indicador biológico del impacto del uso y calidad del suelo

El comportamiento de la riqueza, la abundancia y la composición funcional de la macrofauna edáfica en esta investigación, y su correspondencia con otros resultados cubanos y foráneos, permitió la creación de dos indicadores para su utilización por primera vez en Cuba, basados en las relaciones entre las abundancias de Detritívoros/No Detritívoros y Lombrices/Hormigas. La expresión de tales indicadores, con valores muy cercanos o por encima de 1 en los sistemas menos alterados y con mejores condiciones edáficas (bosques

primarios y secundarios), y con valores por debajo de 1 y próximos a 0 en los hábitats con mayor perturbación y degradación del medio edáfico (pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos) (Tabla 2.1; Fig. 6.2), reveló que ambos indicadores podrían ser útiles para evaluar el impacto del uso y manejo de la tierra, y también para diagnosticar el estado de salud del suelo.

La propuesta de estos indicadores, relaciones o índices estuvo sustentada en primer lugar en la conducta que reflejaron los diferentes componentes de estas relaciones frente a las modificaciones de los ecosistemas y las condiciones físico-químicas del suelo. Como se verificó en este estudio, en sistemas diversificados e inalterados los invertebrados detritívoros son los primeros y más abundantes colonizadores de la macrofauna edáfica, ya que son capaces de explotar el contenido de materia orgánica y el aporte continuo de múltiples recursos que les ofrece este tipo de sistemas, para luego habitar organismos no detritívoros como los depredadores, que se alimentan de estos grupos favorecidos, y grupos omnívoros y herbívoros. En cambio, el desbroce de la vegetación y la transformación a sistemas agrícolas y monocultivos con una labranza excesiva provocan un desequilibrio ecológico, por ejemplo, un aumento de las poblaciones de herbívoros plagas, y de determinados depredadores y omnívoros más resistentes a situaciones de disturbio, lo que además puede traer consigo una serie de problemas productivos en estos ecosistemas (Granados y Barrera, 2007; Botina *et al.*, 2012).

Diversos grupos de detritívoros y residentes de la hojarasca, entre ellos Diplopoda, Isopoda y Gastropoda han sido considerados eficientes indicadores de perturbación del suelo y de su calidad debido a su sensibilidad a las actividades humanas y su asociación a la estabilidad, la cobertura vegetal, la materia orgánica y la humedad del suelo (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Vasconcellos *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014). Araneae y Chilopoda como táxones puramente depredadores, han estado más vinculados a la composición y complejidad del paisaje que les asegura su sobrevivencia, reproducción y dispersión, pero algunas familias han sido más tolerantes a condiciones de disturbio e incluso han sido capaces de resistir diferentes niveles de toxicidad ambiental, sobre todo las arañas (Zerbino *et al.*, 2008; Lietti *et al.*, 2008; Masin *et al.*, 2017; Amazonas *et al.*, 2018). Coleoptera, como grupo importante dentro de la macrofauna edáfica por su gran diversidad funcional, ha mostrado generalmente un patrón oportunista en los ecosistemas alterados, como ha sido el caso de las familias Tenebrionidae, Scarabaeidae y Curculionidae de hábito principalmente herbívoro, y Staphylinidae y Carabidae de hábito depredador, de las cuales las tres últimas han indicado coincidentemente problemas de contaminación por metales pesados. Otros grupos como los omnívoros, en particular las hormigas, se han señalado como indicadores de sucesos de manejo y perturbación, de especies invasoras y de acumulación o exceso de pesticidas (Nahmani *et al.*, 2006; Bautista *et al.*, 2009; Gerlach *et al.*, 2013; Mesa-Pérez *et al.*, 2016).

Asimismo, las lombrices de tierra y las hormigas, a pesar de cumplir la misma función como ingenieros del ecosistema, manifestaron respuestas antagónicas ante cambios en las condiciones del suelo. La desaparición o disminución de las poblaciones de lombrices de tierra, primariamente de las especies nativas, ha sido demostrado como indicación de degradación ambiental y del medio edáfico. De igual forma, se han encontrado especies exóticas (e.g. *Pontoscolex corethrurus*) en sitios contrastantes como selvas, potreros y cultivos, y poblaciones deprimidas de este tipo de especies que desplazan a las autóctonas, cuando ocurren prácticas severas de uso constante de fertilizantes y pesticidas, con condiciones extremas de pH en el suelo (Tsukamoto y Sabang, 2005; Feijo *et al.*, 2007; Negrete-Yankelevich *et al.*, 2007; Brown y Domínguez, 2010; Pauli *et al.*, 2011; Uribe *et al.*, 2012; Bartz *et al.* 2013; Masin *et al.*, 2017). En el presente estudio, casi todas las especies de lombrices capturadas fueron exóticas (Fragoso, 2001), y tanto la riqueza como la abundancia de estas comunidades descendieron a medida que aumentó el grado de perturbación del suelo (bosque primario: 4 especies y 71,0 individuos; bosque secundario: 5

especies y 55,0 individuos; sistemas agroforestales: 6 especies y 88,5 individuos; pastizales: 2 especies y 10,6 individuos; cañaverales: 1 especie y 0,6 individuos; cultivos varios: 1 especie y 9,0 individuos; agroecosistemas urbanos: 1 especie y 8,5 individuos) (Figs. 3.3, 6.1; Capítulo 4; Anexo 1).

Todas las especies de lombrices, además, tuvieron un comportamiento acorde a la categoría ecológica de endógeas mesohúmicas o polihúmicas, y este aspecto funcional, ayudó también a valorar el nivel de degradación de los ecosistemas estudiados (Lavelle *et al.*, 1992; Frago, 2001). Se observó la presencia de especies polihúmicas, propias de ambientes con elevado contenido de materia orgánica, estrictamente en los bosques primarios (*Drawida barwelli*), secundarios (*Periscollex brachycystis*) y los sistemas agroforestales (*Dichogaster bolau*) (Anexo 1), y además de especies mesohúmicas, con características de tolerancia a un amplio rango de condiciones edafológicas, en todos los sistemas. Perteneciente a esta última categoría, se encontró a *Polypheretima elongata* como única especie en los usos de la tierra dañados de cañaverales y cultivos varios (Anexo 1), lo que se correspondió con su fuerte colonización y resistencia en ambientes poco fértiles, con reducidos tenores de materia orgánica. Resultados similares obtienen en Cuba Rodríguez (2000) y Martínez (2002), quienes establecen el grado de conservación/perturbación de diferentes ecosistemas de las provincias La Habana, Matanzas y Cienfuegos, en función de los cambios estructurales de dichas comunidades. De esta manera, queda demostrado el alto poder de bioindicación de las lombrices de tierra, respecto a la conservación del hábitat y la salud del suelo.

Por el contrario, las hormigas, que han sido estimadas de igual forma que el resto de los grupos de la macrofauna con la misma metodología de muestreo (TSBF: monolitos de suelo de 25 x 25 x 30 cm) y sin importar su conducta social, muestran una elevada abundancia en la mayoría de los ecosistemas terrestres, pero principalmente en sistemas perturbados donde han sido señaladas como elementos indicativos del daño antropogénico (Vasconcellos *et al.*, 2013; Gómez *et al.*, 2016; Araújo *et al.*, 2017; Pereira *et al.*, 2017; Santos *et al.* 2017; Amazonas *et al.*, 2018). Chantásig-Vaca *et al.* (2011), Schmidt *et al.* (2013) y Gomes *et al.* (2014) al estudiar en particular los ensambles de hormigas en diferentes ecosistemas, detectan que los eventos de perturbación alteran la composición más que la riqueza de especies y también la abundancia relativa de estos insectos, por lo que proponen su uso para indicar la alteración ambiental. Estos autores registran a especies fundamentalmente de comportamiento invasivo y de hábito omnívoro, pertenecientes a los géneros *Paratrechina*, *Pheidole* y *Solenopsis*, con una mayor abundancia en áreas abiertas, de vegetación herbácea, o perturbadas e intensamente manejadas.

En la investigación actual se encontraron a las hormigas como los organismos dominantes de la macrofauna del suelo en casi todos los usos de la tierra, de los cuales los sistemas agroforestales y los cultivos varios fueron los que mostraron las abundancias más altas (bosque primario: 77,0 individuos; bosque secundario: 59,1 individuos; sistemas agroforestales: 376,3 individuos; pastizales: 64,6 individuos; cañaverales: 59,0 individuos; cultivos varios: 130,0 individuos; agroecosistemas urbanos: 42,0 individuos) (Figs. 3.3, 6.1). Por otra parte, se halló muy baja riqueza y la mayoría de las especies presentes en los ecosistemas más perturbados de pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos fueron de características invasoras, oportunistas, generalistas y omnívoras (*Paratrechina* = *Nylanderia fulva*, *Solenopsis geminata*, *Tetramorium bicarinatum*, *T. simillimum* y *Wasmannia auropunctata*) (Capítulo 6; Anexo 1). Estas y otras especies encontradas se citan anteriormente en Cuba, en ecosistemas homólogos a los trabajados. Así, especies como *Atta insularis* y *W. auropunctata* son listadas también para bosques del área protegida Mil Cumbres en Pinar del Río y en un bosque semidecidual natural de Cienfuegos (Fontenla, 1994; Fernández y Fontenla, 2005), y las restantes invasoras y oportunistas, incluyendo a *Brachymyrmex*, en cañaverales de Pinar del Río, La Habana, Mayabeque, Matanzas y Cienfuegos (Fontenla, 1992, 1994, 1997; Fontenla y Hernández,

1993, 1994), en sistemas de producción agrícola urbano de La Habana (Matienzo *et al.*, 2010; Alfonso *et al.*, 2010) y en pastizales con diferente estado de conservación en Granma (Chávez-Suárez *et al.*, 2016).

Con respecto a los resultados ya apuntados, Fontenla y Matienzo (2011) refieren que las especies mencionadas para los sistemas más manejados, se consideran hormigas vagabundas-invasoras que son típicas de hallar en ambientes modificados por el hombre, son oportunistas y tienen un alto poder de expansión al mostrar escasa preferencia por condiciones particulares, y son de hábitos generalistas y omnívoros que les permite competir y desplazar a otros artrópodos del suelo. En particular, la aparición de *P. fulva*, *S. geminata* y *W. auropunctata*, se relaciona con hábitats muy antropizados como los agrícolas, soleados, de elevada temperatura en el suelo, con escasez de alimentos, compactos, con prácticas agresivas de laboreo, aplicación de quemas, de plaguicidas y con la invasión de otros organismos dañinos con los que guardan simbiosis (hemípteros herbívoros); por lo que algunos autores señalan a las hormigas como indicadores potenciales del mal manejo agrícola y de las condiciones del agroecosistema (Matienzo *et al.*, 2010; Alfonso *et al.*, 2010; Chantásig-Vaca *et al.*, 2011; Chávez-Suárez *et al.*, 2016).

Los criterios abordados, por tanto, permiten acotar la utilización del indicador Detritívoros/No Detritívoros para diagnosticar el impacto del cambio e intensidad del uso de la tierra y la calidad del medio edáfico, y el indicador Lombrices/Hormigas para evaluar la intensidad del manejo en el suelo y con ello la funcionalidad y sostenibilidad de este recurso. El indicador Lombrices/Hormigas sería más apropiado en este sentido, debido a la dominancia de las hormigas entre todos los grupos de la macrofauna edáfica en cualquier tipo de ecosistemas, y a la rápida respuesta y cambios en la composición, riqueza y abundancia de ambas comunidades, ante la simplificación de la cobertura vegetal y el incremento de prácticas agronómicas y pecuarias.

Para definir, comprobar y fortalecer la propuesta de los indicadores se determinaron las familias características o indicadoras (IndVal: Dufrêne y Legendre, 1997), el rol funcional de ellas y el Índice biótico de calidad del suelo (IBQS: Ruiz *et al.*, 2011) para cada uso de la tierra estudiado (Anexo 4: resultado no publicado pero expuesto en VIII Congreso de la Ciencia del Suelo 2015); este último por ser uno de los indicadores más sencillos y fieles, entre los formulados a nivel internacional para medir la calidad del suelo a partir de la macrofauna edáfica (GISQ: Velásquez *et al.*, 2007; Índice de calidad: Huerta *et al.*, 2009; MISH: Rousseau *et al.*, 2010). Se obtuvieron familias detritívoras, depredadoras y herbívoras, pero fundamentalmente detritívoras como indicadoras de los bosques primarios (Bp: Moniligastridae, Philosciidae, Scleropactidae, Chelodesmidae=100,0 %, Rhinocricidae=77,7 %, Sphaeriodesmidae=71,1 % y Urocoptidae=51,2 %), bosques secundarios (Bs: Spirobolellidae=73,3 %, Trigoniulidae=61,0 %, Blaberidae=63,5 % y Veronicellidae=51,2 %) y sistemas agroforestales (Sa: Octochaetidae=100,0 %, Trachelipidae=76,6 %, Armadillidae=70,4 %, Bradybaenidae=68,7 %, Lophoproctidae=67,6 % y Tenebrionidae=51,4 %), y además los mayores valores del índice biótico de calidad del suelo o IBQS en estos sitios (Bp: 350,6; Bs: 105,1; Sa: 179,3); mientras que incidieron solo familias herbívoras y depredadoras en los pastizales (P: Scarabaeidae=55,7 %), los cultivos varios (Cv: Attelabidae, Chrysomelidae=66,6 %), y también en los cañaverales y los agroecosistemas urbanos, donde se escogieron como indicadoras las del máximo valor IndVal (C: Lithobiidae=39,1 %; Au: Polygyridae=30,6 %). Estos sistemas tuvieron a su vez la menor calidad biológica del suelo (P: 18,6; C: 13,1; Cv: 22,4; Au: 15,3). Así, este análisis y los indicadores sugeridos tuvieron una misma tendencia en los resultados, ya que confirmaron una mayor conservación y calidad del medio edáfico en los bosques y sistemas agroforestales y una mayor degradación del hábitat en los pastizales, los cañaverales, los cultivos varios y los agroecosistemas urbanos (Fig. 6.2; Anexo 4).

Análisis internacionales sobre la macrofauna que involucran el método IndVal, también muestran una mayor cantidad de táxones indicadores fundamentalmente detritívoros (especies/morfoespecies o familias) para ecosistemas conservados o no contaminados y un menor número de táxones indicadores tanto de función depredadora, herbívora como omnívora en sistemas más perturbados de Francia, Nicaragua e Illinois (Nahmani *et al.*, 2006; Ruiz *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013; Wodika y Baer, 2015). Afín con este trabajo Ruiz *et al.* (2011) determinan, además, los valores más altos de IBQS en sistemas naturales de bosques, intermedios en pastizales y menores en sistemas de cultivos de Francia. Para Cuba, previamente García (2013), emplea este mismo índice de calidad, pero solo en suelos con intervención antrópica en Matanzas. En congruencia con esta tesis, dicho autor obtiene una mejor calidad biológica del suelo en los sistemas menos perturbados de su estudio, que poseen un manejo silvopastoril (IBQS= 95), y desciende hacia los sistemas de pastizales (IBQS= 50) y cultivos agrícolas (IBQS= 50-69); con una mayor cantidad de táxones indicadores principalmente detritívoros en los sistemas silvopastoriles, tales como los escarabajos (*Phyllophaga*: IndVal=100 %), los milpiés (Polydesmida: 81 %), las lombrices de tierra (Haplatoxida: 79 %) y los caracoles (Archaeogastropoda: 76 %).

La sugerencia de los indicadores estuvo basada, por otro lado, en el tratamiento de la fauna edáfica como indicador biológico en Cuba, sobre todo en el éxito de aplicación de relaciones entre diferentes grupos de la mesofauna del suelo (Socarrás y Rodríguez, 2005, 2007; Socarrás y Robaina, 2011; Socarrás, 2013; Socarrás y Izquierdo, 2014, 2016). La formulación de relaciones biológicas en vez de valores estrictos o rango de valores, como se determina anteriormente en el país (Lok, 2010; Lok *et al.*, 2011), se consideró más acertada para la propuesta actual, ya que puede proveer un resultado más verídico a partir de las respuestas contrarias de los componentes involucrados, frente a condiciones cambiantes del ambiente. Para la selección del tipo de componente y el nivel taxonómico en estas relaciones se tuvo en cuenta el poco conocimiento en Cuba sobre la taxonomía de muchos grupos que integran la macrofauna del suelo, que no posibilitaría el uso de niveles inferiores de identificación; y además, el planteamiento de algunos autores sobre la importancia de implicar como bioindicadores a grupos funcionales o grupos claves que tienen un rol significativo en los procesos biológicos del suelo, que ante su desaparición provocarían que se detuvieran gradualmente procedimientos indispensables como la descomposición y humificación de la materia orgánica, el reciclaje de nutrientes, entre otros (Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013; Cabrera Dávila *et al.*, 2017b).

Desde hace mucho se viene discutiendo en la literatura la dificultad en la identificación de la macrofauna hasta nivel específico, precisamente por el desconocimiento de la taxonomía de numerosos grupos (Beare *et al.*, 1995; Villalobos *et al.*, 2000; Brown *et al.*, 2001; Lavelle *et al.*, 2003). En este sentido, Beare *et al.* (1995) y Villalobos *et al.* (2000) cuestionan el trabajo hasta el nivel de especies ya que contribuiría poco a comprender aspectos funcionales del ecosistema, y apuntan que la riqueza específica sería una medida redundante al compartir diferentes especies la misma función en el suelo. Sin embargo, otros estudios encuentran imprescindible la identificación hasta especie si existen propósitos de conservación y para evitar la pérdida de información en la indicación de condiciones particulares del ambiente; no obstante, reconocen que este nivel no es estrictamente requerido y que el trabajo a escalas superiores y el uso de determinados grupos ecológicos pueden ser válidos para predecir el manejo sostenible de la tierra (Nahmani *et al.*, 2006; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013).

En síntesis, los indicadores generados cumplen con una serie de requisitos como indicadores de calidad del suelo, que a su vez los avala para el monitoreo del efecto de las perturbaciones, del cambio e intensidad del uso de la tierra, de la recuperación de suelos degradados o contaminados y del éxito de las prácticas del manejo agrícola, debido a que: 1. son simples y factibles de medir por su facilidad de identificación y manipulación en condiciones de campo, hasta por los propios productores, gracias también al soporte bibliográfico de la macrofauna del suelo, 2. son de bajo costo, reproducibles y accesibles a

muchos usuarios, 3. describen los procesos del ecosistema, 4. integran propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, 5. son sensibles a variaciones de clima y manejo, 6. responden de forma predecible a los cambios en el suelo que ocurren como resultado de la degradación antropogénica y 7. reflejan los atributos de sostenibilidad del recurso (Bautista-Cruz *et al.*, 2004; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013; Rousseau *et al.*, 2013; Pinzón *et al.* 2014).

Sobre todo a efectos de Cuba, los indicadores Detritívoros/No Detritívoros y Lombrices/Hormigas tienen como ventajas o fortalezas que no demandan de un conocimiento taxonómico muy especializado, ya que no necesitan la identificación a nivel de especie (aunque sí de familia para Detritívoros/No Detritívoros); son económicos toda vez que no involucran recursos costosos por reactivos químicos añadidos ni mediciones físicas y químicas; y permiten un monitoreo rápido en cualquier tipo de suelo y uso de la tierra, por ser relativamente fáciles de reconocer y medir. La perspectiva final del estudio es que estos indicadores sean valorados por su utilidad práctica en el país para monitorear el impacto del uso e intensidad del manejo de la tierra y la calidad del medio edáfico, tanto por investigadores, técnicos como productores; y que sean vistos como una posible herramienta para evaluar y sugerir acciones de manejo y conservación del suelo y de restauración de ecosistemas. No obstante, se recomienda para fortalecer la investigación realizada y los indicadores planteados:

-Extender o generalizar la aplicación de los indicadores en distintos suelos y ecosistemas del país, cuyo propósito sea diagnosticar el impacto del uso, manejo y calidad del medio edáfico.

-Extender el estudio y la utilización de los indicadores en época de seca, aunque se encuentre limitado el desarrollo de estas comunidades, para comprobar su validez en este período del año.

-Involucrar el conocimiento tradicional del campesino o productor sobre su familiaridad con determinados taxa (presencia y/o abundancia) y su relación con la fertilidad del suelo, con el objetivo de probar los indicadores a este nivel o perfilar los mismos, según este conocimiento.

-Continuar con nuevos análisis de diversidad funcional de los datos ya obtenidos, que permitan generar enfoques de la macrofauna como bioindicador del funcionamiento de los sistemas naturales y de producción.

-En estudios sucesivos, tratar de llevar la identificación de la macrofauna edáfica a nivel de especie, al menos en algunos grupos como lombrices, milpiés, cochinillas, arañas, ciempiés y hormigas, para verificar o mejorar la resolución taxonómica de la bioindicación.

7.3. Referencias bibliográficas

Alfonso J, Y Matienzo, LL Vázquez. Fauna de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) asociadas a un sistema de producción agrícola urbano. *Fitosanidad* 14(3): 153-158.

Amazonas NT, RAG Viani, MGA Rego, FF Camargo, RT Fujihara, OA Valsechi. 2018. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 78(3): 449-456.

Araújo ASF, LB Magalhaes, VM Santos, LAPL Nunes, CTS Dias. 2017. Biological properties of disturbed and undisturbed Cerrado *sensu stricto* from Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 77(1): 16-21.

Araújo VFP, AG Bandeira, A Vasconcellos. 2010. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70(3 supl.): 737-746.

Ayuke FO, NK Karanja, EM Muya, BK Musombi, J Mungatu, GHN Nyamasyo. 2009. Macrofauna diversity and abundance across different land use systems in Embu, Kenya. *Journal of Tropical and Subtropical Agroecosystems* 11(2): 371-384.

Ayuke FO, MM Pulleman, B Vanlauwe, RGM de Goede, J Six, C Czusdi, L Brussaard. 2011. Agricultural management affects earthworms and termites diversity across humid to semi-arid tropical zones. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140: 148-154.

Bao-Ming GE, L Zhen-Xing, Z Dai-Zhen, Z HuaBin, L Zong-Tang, Z Chun-Lin, T Bo-Ping. 2012. Communities of soil macrofauna in green spaces of an urbanizing city at east China. *Revista Chilena de Historia Natural* 85(2): 219-226.

Barros E, M Grimaldi, M Sarrazin, A Chauvel, D Mitja, T Desjardins, P Lavelle. 2003. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazonia. *Applied Soil Ecology* 26: 157-168.

Bartz MLC, A Pasini, G Brown. 2013. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. *Applied Soil Ecology* 69: 39-48.

Bautista F, C Díaz-Castelazo, M García-Robles. 2009. Changes in soil macrofauna in agroecosystems derived from low deciduous tropical forest on Leptosols from karstic zones. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10: 185-197.

Bautista EH, JC Suárez. 2013. Fauna del suelo y hojarasca en arreglos forestales de la Amazonia Colombiana. *Momentos de Ciencia* 10(1): 59-66.

Bautista-Cruz A, J Etchevers, RF del Castillo, C Gutiérrez. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas* 13(2): 90-97.

Bayartogtokh B, UD Burkitbaeva, K Ulykpan, E Otgonjargal, A Karim. 2016. The distribution pattern of soil macrofauna at the forest-steppe ecotone of the southernmost boreal forest (Eastern Kazakhstan). *Soil Organism* 88(1): 43-54.

Beare MH, DC Coleman, DA Crossley, PF Hendrix, EP Odum. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. En Collins HP, GP Robertson, MJ Klug eds. The significance and regulation of soil biodiversity. Kluwer Academic Publisher. Netherlands. p. 5-22.

Botina B, A Velásquez, T Bacca, J Castillo, L Dias. 2012. Evaluación de la macrofauna del suelo en *Solanum tuberosum* (Solanales: Solanaceae) con sistemas de labranza tradicional y mínima. *Boletín Científico Museo Historia Natural* 16(2): 69-77.

Brévault T, S Bikay, JM Maldes, K Naudin. 2007. Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system. *Soil & Tillage Research* 97: 140-149.

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

- Brown GG, CC Niva, MRG Zagatto, S Ferreira, HS Nadolny, GBX Cardoso, A Santos, G Martínez, A Pasini, MLC Bartz, KD Sautter, MJ Thomazini, D Baretta, E Silva, ZI Antonioli, T Decaëns, P Lavelle, JP Sousa, F Carvalho. 2015. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. *En Parron LM, J García, E Oliveira, GG Brown, RB Prado eds. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. Embrapa. Brasília, DF. p. 121-154.*
- Brown GG, J Domínguez. 2010. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas-O 3º encontro latino americano de ecología e taxonomia de oligoquetas (Elaetao 3). *Acta Zoológica Mexicana* 2: 1-18.
- Cabrera Dávila G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes* 35(4): 349-364.
- Cabrera Dávila G. 2017. Rectificaciones a la lista taxonómica de la macrofauna del suelo en bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Artemisa, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 216(3): 123-126.
- Cabrera Dávila G, MA Martínez, C Rodríguez. 2007. La macrofauna del suelo en sistemas agroecológicos en Cuba. *Brenesia* 67:45-57.
- Cabrera Dávila G, YI Menéndez, A Hernández. 2017a. Lista taxonómica de la macrofauna del suelo en bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Artemisa, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 216(1): 31-37.
- Cabrera Dávila G, AA Socarrás, E Gutiérrez, T Tcherva, CA Martínez-Muñoz, A Lozada. 2017b. Capítulo 14. Fauna del suelo. *En Mancina CA, DD Cruz eds. Diversidad Biológica de Cuba. Métodos de Inventario. Monitoreo y Colecciones Biológicas. Editorial AMA, La Habana. p. 254-283.*
- Chanatásig-Vaca CI, E Huerta, P Rojas, A Ponce-Mendoza, J Mendoza, A Morón, H van der Wal, BB Dzib-Castillo. 2011. Efecto del uso de suelo en las hormigas (Formicidae: Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 27(2): 441-461.
- Chávez-Suárez L, Y Labrada, A Álvarez. 2016. Macrofauna del suelo en ecosistemas ganaderos de montaña en Guisa, Granma, Cuba. *Pastos y Forrajes* 39(3): 111-115.
- Coimbra CM, E Forestieri, MK Silva, AC Gama-Rodrigues. 2013. Meso- and macrofauna in the soil and litter of leguminous trees in a degraded pasture in Brazil. *Agroforestry Systems* 87: 993-1004.
- De la Rosa N, S Negrete-Yankelevich. 2012. Distribución espacial de la macrofauna edáfica en bosque mesófilo, bosque secundario y pastizal en la reserva La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 201-215.
- Domínguez A, JC Bedano, AR Becker. 2010. Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil & Tillage Research* 110: 51-59.
- Dufrêne M, P Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3):345-366.

- Feijoo A, M Zúñiga, H Quintero, P Lavelle. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes* 30(2): 235-249.
- Fernández IM, L Castellanos, M Fuentes, P Cairo, N Rajadel, R de Melo. 2015. Macrofauna del suelo en cuatro fincas en conversión hacia la producción agroecológica en el Municipio Cruces, Cuba. *Centro Agrícola* 42(1): 43-52.
- Fernández I, JL Fontenla. 2005. Nuevas adiciones a la entomofauna del Área Protegida Mil Cumbres, Pinar del Río, Cuba. *Cocuyo* 15: 21-22.
- Ferreira A, M Zimmer, PB Araujo, JG Kray. 2014. Litter traits and palatability to detritivores: a case study across bio-geographical boundaries. *Nauplius* 22(2): 103-111.
- Fontenla JL. 1992. Mirmecofauna de la caña de azúcar en Cuba: análisis preliminar de su composición. *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática* 39: 2-28.
- Fontenla JL. 1994. Mirmecofauna de un hábitat-isla y del agroecosistema circundante. *Ciencias Biológicas* 26: 40-55.
- Fontenla JL. 1997. Lista preliminar de las hormigas de Cuba (Hymenoptera: Formicidae). *Cocuyo* 6: 18-21.
- Fontenla JL, LM Hernández. 1993. Relaciones de coexistencia en comunidades de hormigas en un agroecosistema de caña de azúcar. *Poeyana* 438: 1-16.
- Fontenla JL, LM Hernández. 1994. Caracterización ecológica de la mirmecofauna de un cañaveral. *Ciencias Biológicas* 26: 56-69.
- Fontenla JL, Y Matienzo. 2011. Hormigas invasoras y vagabundas de Cuba. *Fitosanidad* 15(4): 253-259.
- Fragoso C. 2001. Las lombrices de tierra de México (Annelida: Oligochaeta): Diversidad, Ecología y Manejo. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s). Número especial 1: 131-171.
- Frouz J. 2018. Effects of soil macrofauna plant interactions on soil formation and plant community development during primary succession in post mining sites. *EGU General Assembly* 20: 5298.
- García Y. 2013. La macrofauna edáfica como indicador de la calidad del suelo Ferralítico Rojo en cuatro usos de la tierra en la provincia de Matanzas. Tesis de Maestría. La Habana, Cuba. Universidad Agraria de La Habana. 83 p.
- García Y, W Ramírez, S Sánchez. 2014. Efecto de diferentes usos de la tierra en la composición y la abundancia de la macrofauna edáfica, en la provincia de Matanzas. *Pastos y Forrajes* 37(3): 313-321.
- Gerlach J, M Samways, J Pryke. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17: 831-850.
- Gholami S, E Sayad, R Gebbers, M Schirrmann, M Joschko, J Timmer. 2016. Spatial analysis of riparian forest soil macrofauna and its relation to abiotic soil properties. *Pedobiología* 59: 27-36.

- Gomes ECF, GT Ribeiro, TMS Souza, L Sousa-Souto. 2014. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology* 61(3): 250-257.
- Gómez DF, MC Godoy, JM Coronel. 2016. Macrofauna edáfica en ecosistemas naturales y agroecosistemas de la Ecoregión Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). *Ciencias del Suelo (Argentina)* 34(1): 43-56.
- Gonçalves M, O Klauberg, MLC Bartz, AL Mafra, JPF Afonso, D Baretta. 2015. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos en sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 39:1544-1553.
- González V, M Díaz, D Prieto. 2001. Comunidades de la mesofauna edáfica en el ciclo de caña- planta (*Saccharum* spp.). *Revista Biología* 15(2): 123-128.
- González R, A Herrera. 1983. La macrofauna del suelo del bosque siempreverde estacional de la Sierra del Rosario. (Resultados preliminares). *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología* 10: 1-13.
- González R, R López. 1986. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. 3. Distribución horizontal de la hojarasca y del suelo (cada 10 cm de profundidad). *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática* 33: 1-15.
- González R, R López. 1987. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología* 46: 1-9.
- Granados A, JI Barrera. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, DC. *Universitas Scientiarum, Revista de la Facultad de Ciencias. Edición especial* II 12: 73-84.
- Hernández G[†], G Cabrera Dávila, I Izquierdo, AA Socarrás, L Hernández, JA Sánchez. 2018. Indicadores edáficos después de la conversión de un pastizal a sistemas agroecológicos. *Pastos y Forrajes* 41(1): 3- 12.
- Huerta E, C Kampichler, V Geissen, S Ochoa, B de Jong, S Hernández. 2009. Towards an ecological index for tropical soil quality based on soil macrofauna. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 44(8): 1056-1062.
- Huerta E, J Rodríguez, I Evia, E Montejó, M Mondragón, R García. 2008. Relación entre la fertilidad del suelo y su población de macroinvertebrados. *Terra Latinoamericana* 26(2): 171-181.
- Huerta E, H van der Wal. 2012. Soil macroinvertebrates' abundance and diversity in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology* 50: 68-75.
- Laossi KR, S Barot, D Carvalho, T Desjardins, P Lavelle, M Martins, D Mitja, AC Rendeiro, G Rousseau, M Sarrazin, E Velásquez, M Grimaldi. 2008. Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian Pastures. *Pedobiología* 51: 397-407.
- Lavelle P, I Barois, E Blanchart, GG Brown, L Brussaard, T Decaens, C Fragoso, JJ Jiménez, K Kajondo, MA Martinez, A Moreno, B Pashanasi, B Senapati, C Villenave. 1998. Las lombrices como recurso en los agrosistemas tropicales. *Naturaleza y Recursos* 34(1): 28- 44.

- Lavelle P, E Blanchart, A Martin, AV Spain, S. Martin. 1992. Impact of soil fauna on the properties of soils in the Humid Tropics. *Myths and Science of Soils of the Tropics*, Soil Science Society, Special Publication 29: 157-185.
- Lavelle P, T Decaëns, M Aubert, S Barot, M Blouin, F Bureau, P Margerie, P Mora, JP Rossi. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42(1): 3-15.
- Lavelle P, N Rodríguez, O Arguello, J Bernal, C Botero, P Chaparro, Y Gómez, A Gutiérrez, M Hurtado, S Loaiza, SX Pullido, E Rodríguez, C Sanabria, E Velásquez, SJ Fonte. 2014. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185: 106-117.
- Lavelle P, B Senapati, E Barros. 2003. Soil Macrofauna. En Schroth G, FL Sinclair eds. *Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods*. CABF Publishing. UK. p. 303-323.
- Lietti M, JC Gamundi, G Montero, A Molinari, V Bulacio. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18: 71-87.
- Lok S. 2005. Determinación y selección de indicadores del sistema suelo-pasto en pastizales dedicados a la producción de ganado vacuno. Tesis de doctorado. Cuba. Instituto de Ciencia Animal. 98 p.
- Lok S. 2010. Indicadores de sostenibilidad para el estudio de pastizales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 44(4): 333-344.
- Lok S, G Crespo, V Torres, T Ruiz, S Fraga, A Noda. 2011. Determinación y selección de indicadores en un pastizal basado en la mezcla múltiple de leguminosas rastreras con vacunos en ceba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 45(1): 59-71. 119 p.
- López-Vigoa O, T Sánchez, JM Iglesias, L Lamela, M Soca, J Arece, M Milera. 2017. Los sistemas silvopastoriles como alternativa para la producción animal sostenible en el contexto actual de la ganadería tropical. *Pastos y Forrajes* 40(2): 83-95.
- Machado D, M Gervasio, ME Fernandes, A Ribeiro, CEG Menezes. 2015. Fauna edáfica na dinâmica sucesional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do Rio Paraíba do Sul-RJ. *Ciência Florestal* 25(1): 91-106.
- Marichal R, M Grimaldi, A Feijoo, J Oszwald, C Praxedes, D Ruiz, M Hurtado, T Desjardins, ML da Silva, L Gonzaga, I Souza, M Nascimento, GG Brown, S Tsélouiko, M Bonifacio, T Decaëns, E Velásquez, P Lavelle. 2014. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology* 83: 177-185.
- Martínez MA 2002. Comunidades de oligoquetos (Annelida: Oligochaeta) en tres ecosistemas con diferente grado de perturbación en Cuba. Tesis de doctorado. Cuba. Instituto de Ecología y Sistemática. 93 p.
- Masin CE, MS Cruz, AR Rodríguez, MJ Demonte, LA Vuitot, MI Maitre, JL Godoy, MS Almada. 2017. Macrofauna edáfica asociada a diferentes ambientes de un vivero forestal (Santa Fe, Argentina). *Ciencia del Suelo (Argentina)* 35(1): 21-33.

- Matienzo Y, J Alfonso, LL Vázquez. 2010. Caracterización de la mirmecofauna y su relación con las prácticas adoptadas en un sistema de producción agrícola urbano. *Fitosanidad* 14(4): 219-227.
- Matienzo Y, J Alfonso, LL Vázquez, R De la Masa, M Matamoros, Y Díaz, T Torres, A Porras. 2015. Diversidad de grupos funcionales de la fauna edáfica y su relación con el diseño y manejo de tres sistemas de cultivos. *Fitosanidad* 19(1): 45-55.
- Mesa-Pérez MA, M Echemendía, R Valdés, S Sánchez, F Guridi. 2016. La macrofauna edáfica, indicadora de contaminación por metales pesados en suelos ganaderos de Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes* 39(3):116-124.
- Nahmani J, P Lavelle, JP Rossi. 2006. Does changing the taxonomical resolution alter the value of soil macroinvertebrates as bioindicators of metal pollution?. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 385-396.
- Negrete-Yankelevich S, C Fragoso, AC Newton, OW Heal. 2007. Successional changes in soil, litter and macroinvertebrate parameters following selective logging in a Mexican Cloud Forest. *Applied Soil Ecology* 35: 340-355.
- Nogueira-Cardoso EJB, RL Figueiredo, D Bini, MY Horta, C Alcantara, PR Lopes, A Monteiro, A Shigueyoshi, J de Moraes, MA Nogueira. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health?. *Scientia Agricola* 70(4): 274-289.
- Noguera-Talavera A, N Reyes-Sánchez, B Mendieta-Araica, M Salgado-Duarte. 2017. Macrofauna edáfica como indicador de conversión agroecológica de un sistema productivo de *Moringa oleifera* Lam. en Nicaragua. *Pastos y Forrajes* 40(4): 265-275.
- Pashanasi B. 2001. Estudio cuantitativo de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica* 12(1-2):75-97.
- Pauli N, E Barrios, AJ Conacher, T Oberthür. 2011. Soil macrofauna in agricultural landscapes dominated by the Quesungual Slash-and-Mulch Agroforestry System, western Honduras. *Applied Soil Ecology* 47: 119-132.
- Pereira JM, JC Segat, D Baretta, R Leandro, RLF Vasconcellos, CRDM Baretta, EJB Nogueira Cardoso. 2017. Soil Macrofauna as a Soil Quality Indicator in Native and replanted *Araucaria angustifolia* Forests. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 41: 1-15.
- Pinzón S, GX Rousseau, A Rocha, D Celentano, ML Correa, H Braun. 2014. La macrofauna del suelo como indicadora de degradación de bosques ribereños en la amazonia oriental brasilera. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata* 114(1): 49-60.
- Rodríguez C. 2000. Comunidades de lombrices de tierra en ecosistemas con diferente grado de perturbación. *Revista Biología* 14(2): 147-155.
- Rodríguez I, G Crespo, A Morales, B Calero, S Fraga. 2011. Comportamiento de los indicadores biológicos del suelo en unidades lecheras. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 45(2): 187-193.
- Rodríguez I, G Crespo, C Rodríguez, E Castillo, S Fraga. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con leucaena para la ceba de toros. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 36(2): 181-186.

- Rodríguez I, G Crespo, V Torres, B Calero, A Morales, L Otero, L Hernández, S Fraga, B Santillán. 2008. Evaluación integral del complejo suelo-planta en una unidad lechera, con silvopastoreo, en la provincia La Habana, Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 42(4): 403-410.
- Rossi JP, E Blanchart. 2005. Seasonal and land-use induced variations of soil macrofauna composition in the Western Ghats, southern India. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1093-1104.
- Rousseau GX, PR dos Santos, CJ Reis. 2010. Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from eastern Brazilian Amazonia. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.) Número Especial 2*: 117-134.
- Rousseau L, SJ Fonte, OTéllez, R van der Hoekc, P Lavelle. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators* 27: 71-82.
- Ruiz N, J Mathieu, L Célini, C Rollard, G Hommay, E Iorio, P Lavelle. 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology & Biochemistry* 43: 2032-2045.
- Salamon JA, A Zaitsev, S Gärtner, V Wolters. 2008. Soil macrofaunal response to forest conversion from pure coniferous stands into semi-natural montane forests. *Applied Soil Ecology* 40: 491-498.
- Sánchez S, G Crespo. 2004. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas puras o intercaladas con leucaena. *Pastos y Forrajes* 27(4): 347-353.
- Sánchez S, G Crespo, M Hernández. 2009. Descomposición de la hojarasca en un sistema silvopastoril de *Panicum máximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit cv. Cunningham. III. Influencia de la densidad y diversidad de la macrofauna asociada. *Pastos y Forrajes* 32(3): 1-11.
- Sánchez S, M Milera, M Hernández, G Crespo, L Simón. 2008. La macrofauna y su importancia en los sistemas de producción ganaderos. Parte III. Reciclaje de nutrimentos y papel de la fauna asociada. En M Milera ed. André Voisin: Experiencia y aplicación de su obra en Cuba. La Habana. p. 316-327.
- Santos DP, TR Schossler, IL dos Santos, N Batista, G Guimarães. 2017. Soil macrofauna in a Cerrado/Caatinga ecotone under different crops in Southwestern Piauí State, Brazil. *Ciência Rural* 47(10): 1-9.
- Schmidt FA, CR Ribas, JH Schoereder. 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery?. Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators* 24: 158-166.
- Scoriza RN, Correia MEF, Espindola JAA, Araújo ES. 2016. Efeito do cultivo de plantas de cobertura sobre a fauna edáfica. *Revista Brasileira de Agroecologia* 11(4): 310-318.
- Senra AF. 2005. Principales sistemas de pastoreo para la producción de leche y su adecuación a las condiciones de Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. Número especial 39: 415-426.

- Serrano A. 2010. Estructura y dinámica de la comunidad de macroinvertebrados edáficos en dos formaciones vegetales de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. Tesis de maestría. Cuba. Universidad de La Habana. 75 p.
- Silva RA, GM Siqueira, MK Lima, O Guedes, ÊF de França. 2018. Spatial Variability of Soil Fauna Under Different Land Use and Managements. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. DOI: 10.1590/18069657rbc20170121.
- Sithole NJ, LS Magwaza, PL Mafongoya, GR Thibaud. 2017. Long-term impact of no-till conservation agriculture on abundance and order diversity of soil macrofauna in continuous maize monocropping system. *Acta Agriculturae Scandinavica*. DOI: 10.1080/09064710.2017.1381276.
- Socarrás AA. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes* 36(1): 5-13.
- Socarrás AA, I Izquierdo. 2014. Evaluación de sistemas agroecológicos mediante indicadores biológicos de la calidad del suelo: mesofauna edáfica. *Pastos y Forrajes* 37(1): 47-54.
- Socarrás AA, I Izquierdo. 2016. I. Variación de los componentes de la mesofauna edáfica en una finca con manejo agroecológico. *Pastos y Forrajes* 39(1): 41-48.
- Socarrás AA, N Robaina. 2011. Caracterización de la mesofauna edáfica bajo diferentes usos de la tierra en suelo Ferralítico Rojo de Mayabeque y Artemisa. *Pastos y Forrajes* 34(2): 185-198.
- Socarrás AA, ME Rodríguez. 2005. Variación de la mesofauna en la recultivación de áreas devastadas por la minería, Moa, Holguín. *Poeyana* 493: 30-35.
- Socarrás AA, ME Rodríguez. 2007. Evaluación de la mesofauna del suelo en áreas rehabilitadas con casuarina y marañón de la zona minera de Moa. *Centro Agrícola* 34(2): 69-74.
- Souza ST, PC Cassol, D Baretta, MLC Bartz, O Klauberg, AL Mafra, M Gonçalves. 2016. Abundance and diversity of soil macrofauna in native forest, eucalyptus plantations, perennial pasture, integrated crop-livestock, and no-tillage cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 40: 1-13.
- Suárez JC, EH Bautista, G Rosas. 2015. Macrofauna edáfica asociada con sistemas agroforestales en la Amazonía Colombiana. *Acta Agronómica* 64(3): 214-220.
- Tantachasatid P, J Boyer, S Thanisawanyankura, L Séguy, K. Sajjaphan. 2017. Soil macrofauna communities under plant cover in a no-till system in Thailand. *Agriculture and Natural Resources* 51: 1-6.
- Tapia-Coral SC, LA Teixeira, E Velásquez, F Waldez. 2016. Macroinvertebrados del suelo y sus aportes a los servicios ecosistémicos, una visión de su importancia y comportamiento. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 8(Supl): 260-267.
- Tsukamoto J, J Sabang. 2005. Soil macro-fauna in an *Acacia mangium* plantation in comparison to that in a primary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia. *Pedobiología* 49: 69-80.

Uribe S, E Huerta, V Geissen, M Mendoza, R Godoy, J Aarón. 2012. *Pontoscolex corethrurus* (Annelida: Oligochaeta) indicador de la calidad del suelo en sitios de *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) con manejo tumba y quema. *Revista de Biología Tropical* 60(4): 1543-1552.

Vasconcellos RLF, JC Segat, JA Bonfima, D Baretta, EJBN Cardoso. 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology* 58: 105-112.

Vásquez E, R Selene, A Vazquez, M Janelly, D Gutiérrez, C Altamirano. 2014. Análisis de la diversidad de la macrofauna edáfica por estratos en dos usos de suelo en San Lorenzo, Ometepe, Puebla. *Entomología Mexicana* 1: 514-518.

Vega AM, RS Herrera, GA Rodríguez, S Sánchez, L Lamela, AA Santana. 2014. Evaluación de la macrofauna edáfica en un sistema silvopastoril en el Valle del Cauto, Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 48(2): 189-193.

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

Villalobos FJ, R Ortiz, C Moreno, NP Pavón, H Hernández, J Bello, S Montiel. 2000. Patrones de la macrofauna edáfica en un cultivo de *Zea mays* durante la fase postcosecha en La Mancha, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s) 80: 167-183.

Wodika BR, SG Baer. 2015. If we build it, will they colonize?. A test of the field of dreams paradigm with soil macroinvertebrate communities. *Applied Soil Ecology* 91: 80-89.

Zerbino MS, N Altier, A Morón, C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia* XII(1): 44-55.

Conclusiones



Glossoscolecidae:
Onychochaeta elegans



Subulinidae:
Subulina octona



Isopoda: Trachelipidae



Opiliones: Cosmetidae



Polydesmida:
Paradoxosomatidae

Fotografía: A. Gamboa Valerino

CAPÍTULO 8

CONCLUSIONES

1. La composición taxonómica de la macrofauna edáfica en la totalidad de los sistemas estudiados comprende tres phylum, siete clases, 23 órdenes, 66 familias, y 69 géneros y 46 especies determinados.
2. Las variables de riqueza de familias, diversidad y abundancia son más altas en los sistemas estables y con árboles (bosques y sistemas agroforestales) y menores en los ecosistemas más perturbados y simplificados (pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos), lo que evidencia el efecto negativo del cambio y de la intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica.
3. La estructura funcional de la macrofauna, en especial la reducción de las poblaciones de detritívoros, confirma el nivel de conservación/perturbación en los sistemas estudiados.
4. La disminución de la riqueza, diversidad y abundancia de la macrofauna, así como de las poblaciones de detritívoros en los sistemas más perturbados, coincide con una mayor degradación del suelo en estos sitios (bajo contenido de humedad, materia orgánica, nutrientes, y mayor densidad aparente y compactación).
5. A medida que se incrementa el nivel de perturbación del medio edáfico aumenta la abundancia de las hormigas, fundamentalmente de las especies invasoras, oportunistas y de hábito omnívoro, y disminuye la de las lombrices de tierra.
6. Las relaciones entre las abundancias de grupos Detritívoros/No Detritívoros y Lombrices/Hormigas, sugeridos por primera vez en Cuba, son indicadores útiles para el monitoreo del impacto del uso y calidad del suelo.
7. El Índice biótico de calidad del suelo (IBQS) y las relaciones biológicas reflejan una mayor conservación y calidad del medio edáfico en los bosques y sistemas agroforestales, y una mayor degradación del hábitat en los pastizales, los cañaverales, los cultivos varios y los agroecosistemas urbanos.
8. El indicador Detritívoros/No Detritívoros permite diagnosticar el impacto del cambio e intensidad del uso de la tierra, y la calidad del medio edáfico. El indicador Lombrices/Hormigas define la intensidad del manejo, funcionalidad y sostenibilidad del suelo.
9. Los indicadores propuestos no requieren de un conocimiento taxonómico especializado, son económicos y permiten un monitoreo rápido en cualquier tipo de suelo y uso de la tierra, para ser aplicados a nivel profesional, técnico y productivo.

Anexos



Escarabajo larva

Coleoptera: Scarabaeidae



Hormiga

Formicidae:

Paratrechina fulva



Cucaracha

Blaberidae:

Pycnoscelus surinamensis



Tijereta

Dermaptera:

Forficulidae



Termitas

Termitidae:

Nasutitermes rippertii

Fotografía: A. Gamboa Valerino

Anexo 1. Composición taxonómica y funcional de las comunidades de la macrofauna edáfica en los siete sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios, Au: Agroecosistemas urbanos. (-): No determinado, (+): Presencia del taxon, (*): Subfamilia, (^{FE}): Familia exclusiva.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra						
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au
Annelida Clitellata	Haplotaxida Glossoscolecidae	<i>Onychochaeta</i>								
		<i>O.elegans</i>	Detritívoro	+	+	+	+			
		<i>O.windlei</i>	Detritívoro	+	+	+				+
		<i>Periscolex</i>								
		<i>P.brachycystis</i>	Detritívoro		+					
		<i>Pontoscolex</i>								
	Megascolecidae	<i>P.cynthiae</i>	Detritívoro		+	+				
		<i>P.corethrurus</i>	Detritívoro	+						
		<i>Polypheretima</i>								
		<i>P.elongata</i>	Detritívoro		+	+	+	+	+	
		<i>Diplorema</i>	Detritívoro				+			
		<i>Drawida</i>		FE						
Moniligastridae	<i>D.barwelli</i>	Detritívoro	+							
Octochaetidae	<i>Dichogaster</i>									
	<i>D.bolau</i>	Detritívoro				FE				
						+				
Mollusca Gastropoda	Architaenioglossa									
	Megalomastomatidae	<i>Farcimen</i>	Detritívoro	+ ^{FE}						
	Cycloneritimorpha									
	Helicinidae	<i>Helicina</i>		FE						
		<i>H.adspersa</i>	Detritívoro	+						
	Systemommatophora									
	Veronicellidae	<i>Veronicella</i>								
		<i>V.cubense</i>	Detritívoro		+	+	+			

Anexo 1. Continuación.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra							
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au	
	Stylommatophora Bradybaenidae	<i>Bradybaena</i> <i>B. similaris</i>	Detritívoro		+	+					
	Oleacinidae	<i>Oleacina</i> <i>O. solidula</i>	Depredador Depredador	+	+					+	
	Pleurodontidae	<i>Zachrysia</i> <i>Z. auricoma</i>	Detritívoro		FE						
	Polygyridae	<i>Praticolella</i> <i>P. griseola</i>	Detritívoro/ Herbívoro		+				+	+	
	Sagdididae	<i>Hojeda</i> <i>H. boothiana</i>	Detritívoro		FE						
	Subulinidae	<i>Subulina</i> <i>S. octona</i>	Detritívoro		+	+	+			+	
	Urocoptidae	<i>Rumina</i> <i>R. decollata</i>	Detritívoro Detritívoro		+						+
		<i>Microceramus</i>	Detritívoro		+						
		-	Detritívoro	+							
	Arthropoda Malacostraca	Isopoda Armadillidae	<i>Cubaris</i> <i>C. murina</i> <i>Venezillo</i>	Detritívoro Detritívoro Detritívoro		+	+				+
Philosciidae		-	Detritívoro	+ ^{FE}							
Platyarthridae		<i>Trichorhina</i>	Detritívoro		+	+	+	+			
Porcellionidae		<i>Porcellio</i> <i>P. laevis</i>	Detritívoro Detritívoro							FE	
Scleropactidae		-	Detritívoro	+ ^{FE}						+	
Trachelipidae		<i>Nagarus</i>	Detritívoro		+	+	+	+		+	

Anexo 1. Continuación.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra							
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au	
Arthropoda Diplopoda	Polydesmida	-	Detritívoro	+ ^{FE}							
	Chelodesmidae	-	Detritívoro		+	+					+
	Paradoxosomatidae	<i>Condromorpha</i> <i>C. xanthotrica</i> <i>Ortomorpha</i> <i>O. coarctata</i>	Detritívoro		+	+	+	+	+		
	Pyrgodesmidae	<i>Lophodesmus</i> <i>L. caribbeanus</i>	Detritívoro			+					+
	Sphaeriodesmidae	<i>Sphaeriodesmus</i>	Detritívoro	+	+						
	Polyxenida										
	Lophoproctidae	<i>Lophoturus</i>	Detritívoro		+	+	+				
	Spirobolida										
	Rhinocricidae	<i>Rhinocricus</i> <i>R. duvernoyi</i>	Detritívoro		+						
		-	Detritívoro	+							
		-	Detritívoro	+							
	Spirobolellidae	<i>Spirobolellus</i>	Detritívoro		+	+					
		-	Detritívoro	+							
	Trigoniulidae	<i>Leptogoniulus</i> <i>L. sorornus</i> <i>Trigoniulus</i> <i>T. corallinus</i>	Detritívoro			+					+
	Stemmiulida										
	Stemmiulidae	<i>Prostemmiulus</i>	Detritívoro		+						
	-	-	Detritívoro	+							
Arthropoda Chilopoda	Geophilomorpha										
	Ballophilidae	<i>Ityphilus</i>	Depredador		+ ^{FE}						
	Geophilidae	<i>Pachymerium</i> <i>P. floridanum</i>	Depredador	+							

Anexo 1. Continuación.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra							
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au	
	Lithobiomorpha Lithobiidae	<i>Pachymerium</i> spp. -	Depredador Depredador	+							+
	Scolopendromorpha Scolopocryptopidae	<i>Newportia</i> <i>N. stollii</i> -	Depredador Depredador		+	+	+				+
Arthropoda Arachnida	Araneae Anyphaenidae Araneidae Clubionidae Gnaphosidae Lycosidae Ochyrocerathidae Oonopidae Theridiidae - Opiliones Cosmetidae Samoide	- - - - - - - - - - - - - - -	Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador Depredador	+	+		+	+	+	+	
		<i>Neoscotolemon</i>	Depredador Depredador	+ ^{FE}	+ ^{FE}						
Arthropoda Insecta	Coleoptera Attelabidae Carabidae Cerambycidae Chrysomelidae	<i>Cylas</i> <i>C. formicarius</i> - - <i>Cerotoma</i> <i>C. ruficornis</i> <i>Maecolaspis</i> <i>M. brunner</i>	Herbívoro Depredador Herbívoro Herbívoro Herbívoro							FE +	
					+		+	+		+ ^{FE} FE	
										+	

Anexo 1. Continuación.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra							
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au	
		<i>Typophorus</i>	Herbívoro							+	
		<i>Deloyala</i>	Herbívoro							+	
	Cucujidae	-	Herbívoro			+ ^{FE}					
	Curculionidae	<i>Pachnaeus</i>									
		<i>P. litus</i>	Herbívoro		+				+		
		-	Herbívoro								
	Elateridae										
	Elaterinae*	-	Herbívoro	+	+	+	+	+	+	+	+
	Pyrophorinae*	-	Depredador		+		+	+	+		
	Nitidulidae	<i>Carpophilus</i>									
		<i>C. humeralis</i>	Detritívoro		+	+				+	
	Scarabaeidae	<i>Ataenius</i>	Herbívoro			+	+	+	+	+	
		<i>Phyllophaga</i>	Herbívoro		+	+	+	+	+	+	+
		<i>Ontophagus</i>	Detritívoro			+	+				
		-	Herbívoro	+							
	Staphylinidae										
	Aleocharinae*	-	Depredador				+				
	Osoriinae*	<i>Osorius</i>	Detritívoro	+	+	+	+				
	Paederinae*	<i>Stamnoderus</i>									
		<i>S. labeo</i>	Depredador	+							
		<i>Palaminus</i>	Depredador	+							
	Tachyporinae*	<i>Coproporus</i>	Detritívoro			+					+
	Staphilininae*	-	Depredador			+	+	+			
	Tenebrionidae	<i>Opatrinus</i>									
		<i>O.pullus</i>	Detritívoro			+					
		-	Detritívoro	+	+			+		+	
	Phalacridae	-	Herbívoro			+ ^{FE}					
	Dermaptera										
	Carcinophoridae	-	Detritívoro		+	+	+			+	

Anexo 1. Continuación.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra							
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au	
	Dictyoptera Blaberidae	<i>Epilampra</i>	Detritívoro		+						
		<i>Pycnoscelus</i>									
		<i>P.surinamensis</i>	Omnívoro		+	+	+	+	+		
	Blattidae	<i>Cariblatta</i>	Detritívoro	+	+						
		<i>Lamproblatta</i>									
		<i>L. albipalpus</i>	Omnívoro			+					
		<i>Periplaneta</i>	Omnívoro		+						
	Diptera Phoridae	-	Detritívoro			+ ^{FE}					
	-	-	-		+			+			
	Hemiptera Cydnidae	-	Herbívoro	+	+	+	+	+	+		
	Cicadellidae	-	Herbívoro	+	+	+	+			+	
	Psyllidae	-	Herbívoro			+ ^{FE}					
	Hymenoptera Formicidae	<i>Atta</i>									
		<i>A.insularis</i>	Herbívoro		+	+					
		<i>Brachymyrmex</i>	Omnívoro		+						+
		<i>Dorymyrmex</i>									
		<i>D. insana</i>	Omnívoro							+	
		<i>Odontomachus</i>									
		<i>O. insularis</i>	Depredador	+	+						
		<i>Paratrechina</i>									
		<i>P.fulva</i>	Omnívoro					+	+	+	
		<i>Solenopsis</i>									
		<i>S. geminata</i>	Omnívoro			+		+	+	+	
		<i>Tetramorium</i>									
		<i>T.bicarinarum</i>	Omnívoro					+		+	

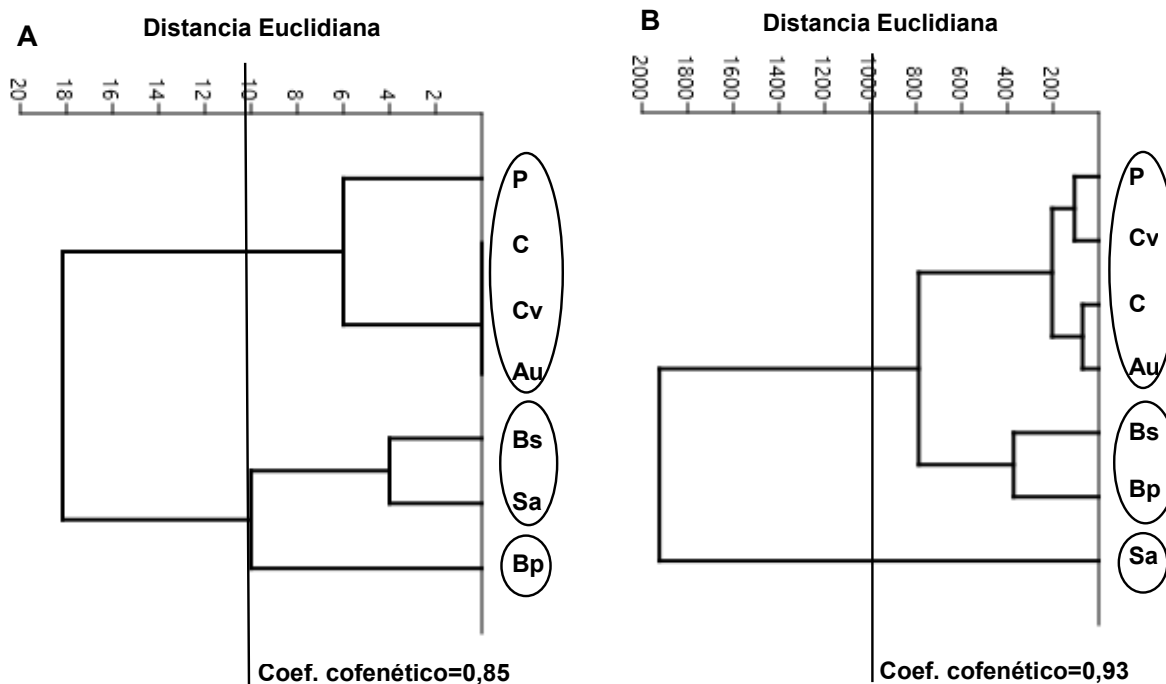
Anexo 1. Continuación.

Phylum Clase	Orden Familia	Género Especie	Grupo Funcional	Sistemas de uso de la tierra						
				Bp	Bs	Sa	P	C	Cv	Au
		<i>T. similimum</i>	Omnívoro			+	+			
		<i>Wasmannia</i>								
		<i>W. auropunctata</i>	Omnívoro	+	+	+	+	+	+	
		-	-	+						
		-	-	+						
	Isoptera Termitidae	<i>Anoplotermes</i>								
		<i>A. schwarzi</i>	Detritívoro		+	+	+			+
		<i>Nasutitermes</i>								
		<i>N. corniger</i>	Detritívoro	+	+					
	Lepidoptera Erebidae	<i>Mocis</i>	Herbívoro		+	+	+	+	+	
		-	-	+						
	Tineidae	<i>Acrolophus</i>	Herbívoro			+	+			
	-	-	Herbívoro			+ ^{FE}				

Anexo 2. Coeficiente Comunitario (Índice de similitud cualitativa) entre las comunidades de la macrofauna edáfica de los siete sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios, Au: Agroecosistemas urbanos.

Sistemas	Coeficiente comunitario					
	Bs	Sa	P	C	Cv	Au
Bp	0,56	0,49	0,48	0,42	0,42	0,43
Bs	-	0,70	0,68	0,55	0,44	0,47
Sa	-	-	0,73	0,58	0,55	0,56
P	-	-	-	0,72	0,60	0,61
C	-	-	-	-	0,68	0,48
Cv	-	-	-	-	-	0,43

Anexo 3. Agrupamiento de los sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba, en función de la riqueza de familias (A) y la abundancia (B) de la macrofauna edáfica. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios, Au: Agroecosistemas urbanos.



Anexo 4. Táxones indicadores, Funciones, Valores IndVal (%) e IBQS en los diferentes sistemas de uso de la tierra estudiados en el occidente de Cuba. Bp: Bosques primarios, Bs: Bosques secundarios, Sa: Sistemas agroforestales, P: Pastizales, C: Cañaverales, Cv: Cultivos varios, Au: Agroecosistemas urbanos.

Sistemas	Taxon Indicador	Nombre común y Función	Valor IndVal	Valor IBQS		
Bp	Moniligastridae	Lombriz de tierra Detritívoro	100,0	350,6		
	Philosciidae	Cochinillas	100,0			
	Scleropactidae	Detritívoros	100,0			
	Chelodesmidae	Milpiés	100,0			
	Rhinocricidae	Detritívoros	77,7			
	Sphaeriodesmidae		71,1			
	Geophilidae	Ciempí Depredador	87,5			
	Gnaphosidae	Arañas	60,4			
	Lycosidae	Depredadores	56,6			
	Oleacinidae	Caracoles Depredador	57,5			
	Urocoptidae	Detritívoro	51,2			
	Bs	Ballophilidae	Ciempí Depredador		100,0	105,1
		Spirobolellidae	Milpiés		73,3	
Trigoniulidae		Detritívoros	61,0			
Blaberidae		Cucaracha Detritívoro	63,5			
Scolopocryptopidae		Ciempí Depredador	53,4			
Veronicellidae		Babosa Detritívoro	51,2			
Sa	Octochaetidae	Lombriz de tierra Detritívoro	100,0	179,3		
	Trachelipidae	Cochinillas	76,6			
	Armadillidae	Detritívoros	70,4			
	Bradybaenidae	Caracol Detritívoro	68,7			
	Lophoproctidae	Milpié Detritívoro	67,6			
	Erebidae	Oruga Herbívoro	57,8			
	Tenebrionidae	Escarabajo Detritívoro	51,4			
P	Scarabaeidae larva	Escarabajo Herbívoro	55,7	18,6		
C	Lithobiidae	Ciempí Depredador	39,1	13,1		
Cv	Attelabidae adulto	Escarabajos	66,6	22,4		
	Chrysomelidae adulto	Herbívoros	66,6			
Au	Polygyridae	Caracol Detritívoro/ Herbívoro	30,6	15,3		

AGRADECIMIENTOS

Gracias, Gracias, Gracias! A quienes de verdad me apoyaron, incentivaron y me dieron seguridad para realizar y culminar mi proceso de doctorado: a Jorge, Anita, Ponce, Nancy, Germán. También a Bernar y mi familia, que siempre me acompañaron sigilosamente en esta etapa.

Agradezco formalmente:

A mi amiga y colega MCs. Ana América Socarrás Rivero, por siempre contar conmigo para nuevas experiencias de trabajo, por su ayuda en todos o casi todos los muestreos de campo relacionados con estos resultados de tesis y otros, por su confianza en mi trabajo profesional, por su ánimo y objetividad, por su certeza en la realización de esta tesis doctoral. También por su sincera y afectuosa ayuda hacia mí y mi familia, que contribuyó a reponerme y continuar.

A mi amigo y colega Dr. Daniel Ponce de León, por su apoyo en el trabajo de campo, procesamiento de datos, por su empuje y seguridad en la realización de esta tesis, por los buenos ratos de trabajo y personales compartidos, por su gran calidad humana.

A mi tutor y colega Dr. Jorge A. Sánchez Rendón, por su estimada ayuda, por la confianza depositada y cooperación en cada paso de la realización de esta tesis, por contribuir siempre con mi formación profesional, por sus sabios consejos profesionales, por su imparable aliento, por su solidaridad y amistad.

A mi tutor Dr. Germán López Iborra, por su colaboración con cada documento administrativo para llevar a feliz término esta tesis, por sus arreglos y contribuciones para lograr un mejor documento, por sus palabras de ánimo para llegar al final.

A los colegas que accedieron a participar como miembros del tribunal de esta tesis de doctorado. Por su disposición y apoyo desde el principio, por la revisión realizada y sus sugerencias, que sin duda contribuirán a desarrollar un trabajo futuro más fortalecido.

A otros colegas y amigos que me facilitaron el muestreo en el campo, por su apoyo logístico y en la toma de muestras, a Yojana, Yoandris, Aurorita, Nayla, Darien. En especial a Arturo y Alejandro, por su ayuda incondicional y precisión en la apertura de los monolitos de suelo para la extracción de la fauna; también por su colaboración en la realización del mapa de tesis y fotografías tomadas durante el trabajo en campo.

A todos los especialistas que contribuyeron en la identificación de la macrofauna del suelo, a la profesora Lic. Tamara Tcherva (milpiés y ciempiés), Lic. Esteban Gutiérrez (cucarachas), Dr. Luis F. de Armas (cochinillas), Dr. Jorge L. Fontenla (hormigas), Dra. Ileana Fernández y MCs. Adriana Lozada (escarabajos), Lic. Aylín Alegre y Lic. René Barba (arañas, opiliones y pseudoescorpiones), MCs. Maike Hernández (caracoles), MCs. Betina Neyra (chinches), Dra. Roxana Rodríguez y Dra. Marta Hidalgo (homópteros), MCs. Dely Rodríguez (moscas), Dr. Rayner Núñez (orugas).

A todos mis compañeros de la subdirección de Ecología Funcional, por contribuir con una amena estancia de trabajo en esta subdirección. En especial al MCs. Hermen Ferrás Álvarez, por su cordial trato y por su comprensión y apoyo, como jefe, durante mi desempeño profesional.

A mis amigos más queridos, a Mile, Marcia, Adel, Xóchitl, Adriana, Lainet, Zehnia por su solidaridad y ratos compartidos durante todos estos años de profesión y amistad. Por siempre preocuparse por mi salud y por alentarme, a pesar de ello, a continuar con mi vida profesional. Quisiera agradecer en especial a mi gran amiga Mileidys por todo su apoyo, por sus cuidados y atenciones conmigo y con mi familia, por el gran aliciente y crecimiento espiritual y humano que representa su verdadera amistad.

A los especialistas y amigos que contribuyeron a mi formación e inspiración profesional, al Dr. Carlos Rodríguez Aragonés, Dra. María de los Ángeles Martínez Leyva, Dra. María E. Rodríguez Pérez, Dr. Ricardo Herrera Peraza[†], MCs. Guillermina Hernández Vigoa[†] (Sachy).