



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

INFLUENCIA DE LA DEFORESTACION Y EL MANEJO
SOBRE LAS COMUNIDADES DE LOMBRICES DE TIERRA
(ANNELIDA: OLIGOCHAETA) DE MILPAS Y PASTIZALES
EN EL VOLCAN DE SANTA MARTHA DE
LOS TUXTLAS, VER.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G A

P R E S E N T A :

MARIA LETICIA CORIA MARTINEZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. CARLOS ENRIQUE FRAGOSO GONZALEZ



MEXICO, D. F.

FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR

2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD DE ENSEÑANZA
DE BIOLOGÍA

ACT. MAURICIO AGUILAR GONZÁLEZ
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo escrito: Influencia de la deforestación y el manejo sobre las comunidades de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta) de milpas y pastizales en el Volcán de Santa Martha de Los Tuxtlas, Ver.

realizado por María Leticia Coria Martínez

con número de cuenta 095217406 , quien cubrió los créditos de la carrera de: Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis

Propietario Dr. Carlos Enrique Fragoso González

Propietario Dr. Francisco Javier Alvarez Sánchez

Propietario M. en C. María Guadalupe Barajas Guzmán

Suplente Dra. Silke Cram Heydrich

Suplente Dr. José Antonio García Pérez

FACULTAD DE CIENCIAS

Consejo Departamental de Biología

M. en C. Juan Manuel Rodríguez Chávez



A Dios-Amor-Energía

A mis padres por su apoyo y cariño

Al Universo entero

Agradecimientos

Esta tesis ha sido realizada bajo la dirección del Dr. Carlos Enrique Fragoso González investigador del Instituto de Ecología, A.C. de Xalapa, a quien le doy mi más sincero agradecimiento por la formación científica, y brindarme su sincera amistad.

Asimismo, quisiera dar las gracias a la Dra. Isabelle Barois, Jefa del Depto. de Biología de Suelos y responsable para México del proyecto GEF/PNUMA/CIAT/TSBF, por su apoyo y amistad.

A la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial a la Facultad de Ciencias, que brindaron profundos conocimientos y a través de eso logré integrarme en temas sobre la pérdida de la biodiversidad y manejo sustentable.

Al proyecto GEF/PNUMA/CIAT/TSBF: *Conservación y Manejo Sostenible de la Biodiversidad bajo del Suelo* por hacer posible esta investigación y promover el bien común para el mundo.

A los tres ejidos: López Mateos, San Fernando y Venustiano Carranza por ayudar en la realización del muestreo y su hospitalidad.

Al Dr. Javier Álvarez, a la M. en C. Guadalupe Barajas, a la Dra. Silke Cram y al Dr. José Antonio García por asesorarme en la tesis y orientarme en mi formación académica.

A la M. en C. Patricia Rojas por sus buenos consejos y ayuda que me dieron fuerzas para la realización de este escrito

Quiero extender mi gratitud a todos mis compañeros-amigos miembros del departamento de Biología de Suelos: Tofito, Martín, Ivan, Yadeneiro, Angel, Vicky, Yadira, Simoneta, Benito, Pepe Toño, María Luisa Castillo, Fabiana, Roger Guevara, Dan Bennack y Rossy.

A mi colega y amiga Luz María Camarena por vivir aventuras en el muestreo juntas.

A mis amigos de la carrera: Yosune, Jocelyn, Kim, Gaby Santibáñez, Rafa, Poncho, Marquitos, Xumo, Constanza, Daniela, Bernardo, Neto, Beto, Adny, Iris, Clara, Suzzette, Andrés, Hajime, Ismael, Amparo, Sandra Smith, Lalo Najera, Pablo Piña, Esteban, Ramón, Rene, Germán, Lizbeth, Mariel, Noemí, Dulce María, Karina, Lakshmi, Nancy, Ale Aguilar, Aldi Oyarzabal, por compartir momentos especiales que siempre llevaré en mi corazón.

A las personitas que me brindaron extraordinarios momentos en Xalapa: Jacky, Sheila, Eder, Samuel, Arcy, Porfi, Romeo, Coy, Miry, Carlo, Nicolas, Gregorio, Cristell y Marisol.

A José Arturo por compartir amistad, amor, dolor y crecimiento espiritual por siempre.

A Gian Franco, Alezandra e Irene por participar en mi entendimiento sobre el amor y trascendencia espiritual.

A mis abuelos Rafael, Mary, Ema†, Timoteo† por ver siempre en sus ojos amor y protección.

Asimismo les doy las gracias a mis hermanos Nancy y Elium, a mis sobrinas Brendita, Viris, y Andy, y a toda mi familia-unidad.

ÍNDICE

Resumen.....	6
1. Introducción.....	7
2. Antecedentes.....	10
2.1. Las iniciativas de diversidad del suelo y el proyecto GEF.....	10
2.2. Importancia y grado de conocimiento de la BGBD.....	11
2.2.1. Funciones de la biota del suelo.....	12
2.3. Lombrices de tierra.....	14
2.3.1. Generalidades (clasificación, diversidad, distribución y morfología).....	14
2.3.2. Importancia funcional.....	15
2.3.3. Clasificación ecológico-funcionales.....	15
2.3.3.1. Relaciones mutualistas con la microflora del suelo.....	16
2.3.3.2. La importancia de los excrementos (turrículos).....	16
2.3.3.3. Las lombrices como indicadores.....	17
2.3.4. Patrones de las comunidades.....	17
2.3.5. Influencia de la perturbación: Nativas vs. Exóticas.....	18
2.3.6. Estudios en pastizales y milpas en la región tropical.....	20
2.3.7. Estudios en México de milpas y pastizales.....	21
3. Objetivos.....	22
4. Hipótesis.....	23
5. Zona de estudio.....	23
5.1. Reserva de la Biosfera en el Volcán Santa Martha de Los Tuxtlas, Veracruz.....	23
5.1.1. Clima.....	24
5.1.2. Hidrología.....	24
5.1.3. Geología.....	25
5.1.4. Vegetación.....	26
5.1.5. Suelos.....	26
5.2. Sitios de estudio.....	27
5.3. Tipos de vegetación: esquema rústico.....	28
6. Materiales y métodos.....	28
6.1. Época de muestreo.....	28
6.2. Muestreo de lombrices de tierra.....	28
6.2.1. Monolito central o muestreo cuantitativo.....	29
6.2.2. Monolitos laterales o muestreo cualitativo.....	29
6.3. Análisis estadísticos.....	30
6.3.1. Curvas de acumulación de especies.....	30

6.3.2. Análisis multivariados.....	31
6.3.3. Índices de diversidad y comparación de comunidades.....	31
6.3.4. Análisis de varianza de una vía.....	34
7. Resultados.....	35
7.1. Las especies y su distribución.....	35
7.2. Curvas de acumulación de especies y eficiencia de los monolitos cen- trales y laterales.....	36
7.3. La comunidad de lombrices.....	38
7.3.1. Composición por origen biogeográfico.....	38
7.3.2. Abundancia y biomasa totales.....	44
7.3.3. Diversidad.....	46
7.3.4. Estructura funcional por categoría ecológica.....	48
7.3.5. Similitud entre los sitios.....	50
7.3.6. Impacto del manejo.....	52
8. Discusión.....	52
8.1. Patrones de las comunidades de lombrices de tierra.....	52
8.1.1. Diversidad.....	52
8.1.2. Composición por origen biogeográfico.....	53
8.1.3. Abundancia y biomasa.....	54
8.1.4. Estructura funcional por categoría ecológica.....	54
8.1.5. Similitud entre los sitios.....	55
8.1.6. Comprobación de las hipótesis planteadas.....	55
9. Conclusiones.....	56
10.Literatura citada.....	57
Apéndices.....	65

Resumen

El grado de deforestación y el tipo de prácticas agrícolas influyen en la diversidad, composición y estructura funcional de las comunidades de lombrices de tierra. En este estudio se presentan los patrones encontrados en milpas y pastizales con diferentes tipos de prácticas agrícolas, de tres ejidos con diferente grado de deforestación (aproximaciones de fotos aéreas), ubicados en las faldas del Volcán de Santa Martha de la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, Veracruz ($18^{\circ} 10'$ y $18^{\circ} 45'$ de latitud norte y los $94^{\circ} 42'$ y $95^{\circ} 27'$ de longitud oeste). El muestreo incluyó dos principales métodos: monolitos centrales y monolitos laterales. Se encontraron en total 13 especies de lombrices de tierra, siete de ellas nativas y seis exóticas, en donde la especie más predominante fue la exótica *Pontoscolex corethrurus* en ambos sistemas. Sin embargo, en sitios con prácticas de manejo con poca entrada de insumos externos y cultivos perennes, se mantuvieron bien las especies nativas. Los resultados indican que el tipo de prácticas agrícolas es más determinante en la composición y diversidad de especies en las comunidades de lombrices de tierra de milpas y pastizales que el grado de deforestación.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas a escala global es la pérdida de la biodiversidad debido principalmente a la deforestación y al cambio de uso de suelo a sistemas agrícolas. Actualmente se estima que un tercio de la superficie terrestre continental (3,540 millones de hectáreas) aún se encuentra cubierta por bosques (Noble y Dirzo, 1997), y que la mayoría de los bosques fueron perdidos durante la última mitad del siglo XX (FAO, 1997; citado en Red de Asesores Forestales de la ACIDI, 2004).

Los procesos de conversión de los bosques por sistemas agrícolas operan a escala local, que conlleva un impacto a escala nacional y global. Esto a su vez es influido regionalmente por factores económicos, institucionales y políticos que favorecen la expansión agrícola, la extracción de madera y la extensión de infraestructura. Los “agentes” de esta deforestación, serían los agricultores, los ganaderos, los madereros, los recolectores de leña, los industriales mineros, los petroleros y los planificadores de la infraestructura.

El proceso anterior está ocurriendo con mayor fuerza en los trópicos, almacén clave de la biodiversidad del mundo, pues contienen más de dos terceras partes de todas las especies (Myers, 1980; Reid y Miller, 1989). La problemática que ocurre cuando la selva es talada y quemada, es que la ceniza y la vegetación descompuesta aportan nutrientes a un suelo que normalmente no los tiene. Este aporte permite el crecimiento sano de las cosechas agrícolas sin suplementos artificiales por dos o tres años, después de los cuales, los nutrientes se agotan y las cosechas se vuelven insensibles. Ante esto los agricultores se ven obligados a agregar abonos, o a proseguir sus cultivos en una nueva parcela. Dentro del suelo tropical la regulación interna de los flujos de energía y nutrientes se debe justamente a la biodiversidad, la cual se pierde progresivamente por la intensificación agrícola (Swift y Anderson, 1993; citado en Tilman *et al.*, 1996).

La pérdida drástica de especies, hábitats e interacciones ecológicas (Wilson, 1985; Wilson y Meter, 1988; McNelly *et al.*, 1990; citado en Wilson, 1992), ha impulsado estudios sobre cuantificación de la biodiversidad, incluyendo al suelo en donde se ha hecho evidente que aún falta mucha información respecto a la diversidad biológica y a su rol funcional (Wall, 1999). Su particular interés será investigar la pérdida de diversidad y funciones en los suelos de los ecosistemas perturbados. .

En México la expansión agrícola y la creación de pastizales, son los principales cambios de uso de tierra asociados con el 96% de la deforestación, lo que actualmente equivale a más del 50% de la superficie total del país (Toledo, 1990; Fragoso *et al.*, 1997). Sin embargo, es importante clasificar la agricultura en milpas y pastizales, ya que puede o no beneficiar a la diversidad edáfica. En milpas, por ejemplo, hay dos tipos de manejo, que representan los extremos de un gradiente de intensificación: en el primero de ellos, el monocultivo (generalmente se cultiva una sola especie en grandes extensiones de terreno), se utiliza altos niveles de insumos externos, que llevan a la destrucción de la diversidad genética; en el segundo sistema, el policultivo (se cultivan varias especies al mismo tiempo en pequeñas extensiones de terreno), se retienen altos niveles de biodiversidad, debido a los sistemas de agroforestería, rotación de cultivos, coberturas verdes, etc.; en este sistema existe una gran semejanza con las prácticas tradicionales de las regiones tropicales. Por otra parte, en los pastizales se han reconocido tres principales tipos de manejo ganadero: el primero representa a la mayoría de los sistemas de pastoreo bovino que se

practican en México, es de carácter continuo, extensivo y especializado (Pastizales extensivos-PE), y que se caracteriza por su baja eficiencia (con un coeficiente de agostadero de 0.8 ha por cabeza en promedio; Reig, 1982); el segundo sería el intensivo, caracterizado por mantener el control de la producción, siendo más eficiente, aunque sólo se lleva a cabo en un 5% de los predios del país (Pastizales intensivos-PI) (Toledo, 1990); finalmente el último presenta un manejo integrado, en donde la rotación con cultivos y acahuales es un elemento clave, y en donde no hay uso de insumos externos, y generalmente está asociado con grupos indígenas (Pastizales de rotación agroforestal-PA); (Ortiz-Espejel, 1995).

En años recientes varios programas internacionales han estimulado la investigación para incrementar y sistematizar el conocimiento de la biodiversidad, y su función tanto ecosistemas naturales como de agroecosistemas. El punto crítico a evaluar es, que tanto se pierde de biodiversidad y funciones edáficas en agroecosistemas tropicales, cual es la contribución de prácticas agrícolas en diferentes niveles de intensificación. La hipótesis general es que a mayor intensificación, mayor pérdida de la biodiversidad (Giller *et al.*, 1997).

Este estudio es una contribución al proyecto multinacional GEF/PNUMA/CIAT/TSBF: *Conservación y Manejo Sostenible de la Biodiversidad bajo del Suelo*, cuyos objetivos generales son contribuir a la conservación de la biodiversidad del suelo y mejorar el entendimiento del rol biológico y funcional de los suelos tropicales, para desarrollar mejores prácticas sobre fertilidad y manejo sustentable del suelo. El proyecto intenta implementar conocimientos y técnicas, para conservar y manejar la biodiversidad debajo del suelo (BGBD, por sus siglas en inglés Below-Ground Biodiversity) en paisajes agrícolas tropicales heterogéneos. El proyecto incluye algunos de los principales organismos del suelo (bacterias fijadoras de nitrógeno, micorrizas, gallinas ciegas, hormigas, termitas, lombrices de tierra, y otros), así como los procesos funcionales que estos realizan (descomposición, flujo de nutrientes, etc.). En México, el proyecto se está desarrollando en tres sitios de la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, en las faldas del Volcán de Santa Martha. Se seleccionaron tres ventanas o ejidos, como parte del gradiente de intensificación agrícola, y cuatro grandes tipos de ecosistemas: selvas, plantaciones agroforestales, pastizales y cultivos agrícolas anuales.

En este estudio solo me aboqué a estudiar las comunidades de lombrices de tierra (uno de los grupos más importantes de los macroinvertebrados del suelo) de milpas y pastizales, pues el sistema natural y la agroforestería fueron estudiados por otra colega (Camarena, en prep.). Los resultados de este estudio serán importantes para clasificar la relación de las comunidades de lombrices de tierra con los sistemas de intensificación agrícola (Arteaga, 1992). Aunque se han propuesto hipótesis específicas sobre intensificación y biodiversidad edáfica (Giller *et al.*, 1997). En general, las relaciones entre intensificación de la agricultura y ganadería, y la presencia de organismos del suelo no ha sido plenamente desarrollada, en donde las lombrices de tierra podrían representar una pieza clave en el manejo de sistemas agrícolas sustentables (Voisin, 1974).

2. ANTECEDENTES

2.1. Las iniciativas de diversidad del suelo y el Proyecto GEF (Global Environmental facility)

El programa se fundó en 1984 bajo el patrocinio de dos iniciativas internacionales: el 'Hombre y la Biosfera' (MAB) de la UNESCO y la 'Década de los Trópicos' de la Unión Internacional de Ciencias Biológicas. El problema de la fertilidad de los suelos tropicales y su relación con el componente biológico fue de los temas centrales de investigación del programa sobre biología y fertilidad en los trópicos (TSBF, por sus siglas en inglés Tropical Soil Biology and Fertility).

Actualmente el proyecto BGBD, en el cual se inscribe la presente investigación, fue originalmente planeado y desarrollado por el TSBF, la agencia implementadora del proyecto es el **PNUMA (Proyecto de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente)**, la ejecutora es el **Tropical Soil Biology and Fertility TSBF - CIAT**, en Nairobi, Kenia. Participan siete países: Brasil, México, Costa de Marfil, Uganda, Kenia, India e Indonesia. Para México la institución coordinadora es el **Instituto de Ecología, A.C.** participando además el Colegio de Posgraduados, el Centro de Fijación de Nitrógeno (UNDM), la Facultad de Ciencias (UNAM), el Instituto de Geología (UNAM).

Otro aspecto central del proyecto será la realización de investigaciones fuertemente acopladas a la problemática local de los campesinos con objeto de lograr beneficios locales que impacte su modo de manejar la tierra. Estos cambios, en teoría, deberán manifestarse en beneficios nacionales y globales.

El proyecto consta de tres fases principales: i) la fase de inventarios biológicos, ii) la fase de experimentación, y iii) la fase de implementación y difusión hacia los campesinos locales.

La presente investigación pertenece a la primera fase, en donde se realizará el inventario de varios organismos del suelo importantes, ya sea por su diversidad o por su rol funcional. Los grupos a estudiar en todos los países serán: bacterias nitrificantes, micorrizas, hongos patógenos, nemátodos, ácaros y colémbolos, larvas y adultos de escarabajos (gallinas ciegas), lombrices de tierra, termitas, hormigas, y la mesofauna del suelo.

El proyecto se concentra en los bosques tropicales y la compleja comunidad de organismos que regulan la fertilidad del suelo, así como su relación con las emisiones de los gases de invernadero y el secuestro de carbono, lo cual es generalmente ignorado en la conservación de la biodiversidad. El proyecto intenta comprobar la siguiente hipótesis: el manejo apropiado de la biota por arriba y debajo el suelo en mosaicos de uso de suelo con diferente intensidad de manejo, logrará la conservación de la biodiversidad con beneficios globales y nacionales, y que además implicará lograr una producción agrícola sostenible.

2.2. Importancia y grado de conocimiento de la BGBD

Al descubrirse nuevas fronteras de diversidad durante las décadas pasadas se propuso que la diversidad total había sido subestimada, y que el número de especies cambiaría de dos millones hasta el orden de los 10-80 millones (Erwin, 1982, 1988; Stork, 1988; Gaston, 1991; Hodkinson, 1992; citado en Wilson, 1999). Esto ha hecho que la cuantificación de la diversidad biológica sea una de las grandes metas que tiene hoy en día la biología.

En el contexto de la “crisis de la biodiversidad”, definida como la pérdida drástica de especies, hábitats e interacciones ecológicas (Wilson, 1985; Wilson y Meter, 1988; McNelly *et al.*, 1990; citado en Wilson, 1999), se hizo evidente la falta de información respecto a la diversidad debajo del suelo, y su correspondiente rol funcional.

Para la mayoría de los grupos de invertebrados del suelo relativamente bien estudiados, aún no se conoce el número real de especies. En muchos grupos, tal como los virus, levaduras, algas, mixomicetes, cianobacterias, tardigrados, milpiés, pseudoescorpiones, arañas, proturos, dipluros, pauropodos, simfilos, rotíferos, isópodos, gasterópodos, turbellarios, áfidos y ciempiés, existe poco conocimiento. Como ejemplo de las estimaciones de la diversidad en el suelo están los trabajos de Brussard, *et al.* (1997) y Wall, *et al.* (1997), en donde se menciona que hay 3,200 especies de bacterias y arqueas (Stackebrandt, 1996; citado en Brussard, *et al.* 1997), 18-35,000 especies de hongos (Hawksworth, 1991; citado en Brussard, *et al.* 1997), 200 especies de hongos micorrizicos arbusculares (Kuyper citado en Brussaard, 1997), 10,000 especies de hongos ectomicorrizicos (Kuyper citado en Brussaard, 1997). En cuanto a la microfauna del suelo se han descrito 1,500 especies de protozoarios, 400 especies de protozoarios ciliados (Foissner 1997; citado en Brussard, *et al.* 1997), y 5,000 especies de nematodos (Andrassy, 1992; citado en Brussard, *et al.* 1997). La mesofauna del suelo cuenta con 30,000 especies descritas de ácaros (Niedbala, 1992; Behan-Pelletier, 1993; citado en Brussard, *et al.* 1997), 6,500 especies de colembolos (Christiansen y Bellinger, 1995; Rusek no publicado; citado en Brussard, *et al.* 1997). Para los grupos más importantes de la macrofauna del suelo se ha estimado que hay 2,000 especies de termitas (Pearce y Waite, 1994; Eggleton y Khambanpali; citado en Brussaard, 1997), 8,800 especies de hormigas (Hölldobler y Wilson, 1990; citado en Brussard, *et al.* 1997), y 3,627 especies de lombrices de tierra (Reynolds, 1994; citado en Brussard, *et al.* 1997).

Es indudable que el número de especies existentes es mucho más alto que el número de especies descritas, debido en parte a que el conocimiento de la diversidad biológica se encuentra fuertemente sesgado hacia los vertebrados y las plantas superiores.

Esta falta de conocimiento de los componentes biológicos del suelo, no sólo se limita a los aspectos sistemáticos o taxonómicos, sino que se extiende también al conocimiento de los procesos funcionales edáficos (Beare *et al.*, 1997).

México considerado como un país megadiverso (Mittermeir, 1988; Challenger, 1998), ha hecho un gran esfuerzo por incrementar y sistematizar el conocimiento de la biodiversidad del país (liderado por la CONABIO). Los resultados se han visto en varios libros y atlas sobre la diversidad de artrópodos, aves, mamíferos, plantas (Ramamoorthy *et al.*, 1998; Llorente *et al.*, 1996; 2000).

Recientemente Fragoso y Reyes Castillo (2001) publicaron una síntesis de algunos organismos del suelo, con fuerte potencial de manejo o con una participación clave en los procesos edáficos. Sin embargo, queda claro que aún falta mucho por estudiar.

Sólo hasta ahora se empieza a reconocer la íntima relación e interacción entre los organismos y la dinámica edáfica. Nada de lo que crece sobre el suelo existiría sin la compleja red de procesos físicos, orgánicos y químicos que ocurren en el suelo, y que son llevados a cabo por la biota.

En los sistemas agrícolas intensificados (con un uso elevado de insumos externos como fertilizantes, pesticidas, etc.) no se concede importancia a los organismos del suelo. Esta actitud ha ciertamente afectado a la biota edáfica, con pérdidas importantes de especies. Afortunadamente poco a poco, en el campo de la agricultura se acepta el segundo paradigma, que vincula la fertilidad y el manejo, con la biota del suelo (Swift, 2001). La calidad y fertilidad son expresiones del valor intrínseco del suelo. En un esquema de manejo agrobiodiverso, estas expresiones estarán basadas en procesos biológicos en gran medida dependientes de la biodiversidad.

2.2.1. Funciones de la biota del suelo

Los organismos del suelo tienen una gran influencia tales como la aeración, la composición gaseosa, la dinámica del agua, y la descomposición de los residuos orgánicos (Brussaard *et al.*, 1997).

La división de la biota edáfica en grupos, ha sido muy útil para describir las principales funciones de descomposición en la materia orgánica (MO) y el flujo de nutrientes, que llevan a cabo estos organismos. Así, la biota es dividida en tres grupos: 1) microflora (bacterias y hongos) y microfauna (protozoarios y nematodos, rotíferos), que miden menos de 200 μm de diámetro; 2) mesofauna (ácaros, colémbolos, enquitreidos) que miden de 100 μm – 2 mm de diámetro; y macrofauna (lombrices, isopodos, hormigas, termitas, diplópodos, etc.) que miden más de 2 mm de diámetro, se mueven activamente a través del suelo y pueden elaborar galerías y cámaras en las cuales viven (Brussaard *et al.*, 1997).

Otro esquema de clasificación ha sido las esferas de influencia (SOI, por sus siglas en inglés Sphere of Influence), en donde se incluye a: 1) la rizosfera o zona de raíces, en donde los organismos como las micorrizas, rizobias, rizobacterias benefician a las plantas; aunque también existen aquellos que perjudican tal como las plagas y

enfermedades; 2) los descomponedores que son parte de la mesofauna y macrofauna del suelo, trituran la MO (también llamados transformadores de la hojarasca), y los microorganismos que son responsables de las transformaciones bioquímicas de la MO, permitiendo la mineralización de nutrientes y el proceso complementario de humificación; y 3) los organismos que directa o indirectamente modulan la disponibilidad de recursos (como el espacio físico y la comida) de otras especies, por causar cambios en el estado físico del suelo, son llamados bioturbadores o ingenieros del ecosistema, en esta categoría se encuentran las lombrices de tierra, termitas y hormigas (Brussaard, 1998).

Analizar a la diversidad del suelo por clases de tamaño y esferas de influencias es importante para apreciar y entender los efectos de perturbación provocados antropogénicamente.

Para poder entender el rol de los invertebrados en el sistema suelo, es necesario considerar como el suelo recibe energía que fluye a través de procesos biológicos (descomposición y flujo de nutrientes); físicos (infiltración del agua y drenaje, temperatura); y químicos (oxidaciones e hidrólisis).

La energía de carácter físico y químico es disipada a través de procesos de formación de suelo, lo que involucra la alteración y fragmentación de rocas en escalas de tiempo de un mínimo de 10,000 años, y en espacio pequeño. En cambio la energía biológica es disipada por medio de la descomposición de la MO y de las redes tróficas, pero a una escala menor de tiempo y espacio.

La actividad biológica del suelo es determinante en la pedogénesis, tal como la estabilización de compuestos orgánicos por la mezcla de arcilla con elementos minerales, o por la acumulación de "pellets" organominerales. En la formación de algunos suelos los agregados de las lombrices son tan evidentes, que se les ha llamado "vermisoles" (Nye, 1955; Wielemader, 1984; Eschenbrenner, 1986; Pop y Postolache, 1987; citado en Brussaard, 1998).

Otros ejemplos es la descomposición de residuos orgánicos, que es un proceso biológico puro, y en donde del 80 al 99.9% de la descarga de CO₂ al suelo es por procesos de digestión oxidativa (Seastedt *et al.*, 1987; Moorehead y Reynolds, 1989; Scharpenseel *et al.*, 1989; citado en Brussaard, 1998).

Brussaard *et al.* (1997) han identificado los siguientes servicios ecosistémicos que provee la biota del suelo:

- Descomposición de la materia orgánica (MO) o mineralización de carbono, en donde 90% de la descomposición es llevada por microorganismos, tales como bacterias y hongos, y facilitado por ácaros, millipedos, lombrices y termitas, que trituran los residuos y dispersan propágulos microbianos.
- Reciclado de nutrientes en este proceso asociado a la descomposición de MO, los microorganismos hacen la mayor parte del trabajo, pero la proporción en la cual los procesos operan es determinada por pequeños ramoneadores tal como los nematodos y protozoarios. El reciclado de nutrientes es esencial para todas las formas de agricultura y plantaciones forestales; un eficiente ciclado de nutrientes es también esencial para la calidad del agua.
- Bioturbación: las raíces de las plantas y la actividad de las hormigas, termitas, lombrices y otros organismos de la macrofauna del suelo crean canales, poros, agregados y montones de tierra que influyen significativamente en el transporte de

gases y agua en el suelo, creando y modificando microhábitats para otros organismos del suelo más pequeños. Son esenciales para mantener la estructura del suelo en la agricultura y silvicultura.

- Supresión de enfermedades y plagas: en los ecosistemas naturales las epidemias de enfermedades y plagas son relativamente raras, sin embargo son comunes en la agricultura. Se asume que la elevada diversidad ayuda a evitar estos problemas.

2.3. Lombrices de tierra

2.3.1. Generalidades (clasificación, diversidad, distribución y morfología)

El phylum Annelida comprende a los gusanos celomados y segmentados, es decir a las lombrices de tierra, sanguijuelas y gusanos marinos (Ruppert y Barnes, 1996; Meglitsch, 1978; citado en Edwards y Bohlen, 1996). El phylum contiene más de 12,000 especies descritas, en tres ordenes: Polychaeta, Oligochaeta e Hirudinea (los dos últimos dentro de la clase clitellata). En el orden Oligochaeta se encuentran las lombrices de tierra.

Reynolds (1994) ha estimado alrededor de 7,254 especies de oligoquetos descritas en el mundo, de las cuales 3,627 son lombrices terrestres, habiendo un incremento de 68 especies anuales. Las lombrices de tierra habitan en los suelos húmedos de todo el mundo, y se dividen en 15 familias con una distribución geográfica específica. Las familias Octochaetidae, Megascolecidae y Moniligastridae pertenecen a la región Oriental; las familias Lumbricidae, Almididae, Diporochoetidae y Hormogastridae son originarias de la región Paleártica; las familias Glossoscolecidae y Ocnerodrilidae de la región Neotropical; las familias Sparganophilidae, Lutodrilidae y Komarekionidae de la región Neártica; las familias Microchaetidae y Eudrilidae de la región Etiopica y la familia Acanthodrilidae tiene un rango de distribución más amplio por encontrarse en tres regiones: la Australiana, Neártica y Neotropical (Reynolds, *op cit.*). Sin embargo, la distribución de las familias también se ha expandido de forma antropocéntrica, afectando a las especies nativas que son substituidas por las especies introducidas o exóticas (Edwards y Lofty, 1977).

El principal rasgo sistemático de las lombrices de tierra es que son simétricamente bilaterales, tienen segmentación externa y una correspondiente segmentación interna. No tienen esqueleto, la cutícula es ligeramente pigmentada, llevan quetas en casi todos los segmentos excepto en los dos primeros, y tienen una capa externa de músculos circulares y una capa interna de músculos longitudinales. Internamente tienen grandes cavidades de celoma que contienen celomitas, y un sistema vascular con un tronco dorsal y ventral, y un nervio ventral. El canal alimenticio es básicamente un tubo posterior-anterior con excreción a través del ano u órganos especializados llamados nefridios; la respiración es principalmente cuticular (Edwards y Bohlen, 1996). Son hermafroditas, situados los testículos y ovarios en un segmento definido. Cuando maduran sexualmente, un área de la

epidermis llamada clitelo se ensancha, para formar los capullos, en donde los óvulos son depositados. La fertilización es externa, pero ocurre con el esperma de otra lombriz.

Las lombrices nativas de México pertenecen a las familias Ocnerodrilidae, Glossoscolecidae, Sparganophilidae y Megascolecidae, representadas por las tribus Acanthodrilini y Dichogastrini, dominando con un total de 43 y 40 especies respectivamente (Fragoso, 2001).

2.3.2. Importancia funcional

Tanto en los ecosistemas naturales, como en los agroecosistemas, las lombrices de tierra juegan un rol muy importante, pues promueven la fertilidad en el suelo (Lee, 1985; Werner y Dindal, 1989).

Por su alimentación, construcción de galerías y producción de turrículos, las lombrices de tierra modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Entre las propiedades físicas del suelo afectadas están la agregación, la estabilidad y la porosidad, mientras que en las propiedades químicas del suelo influyen en el reciclado de nutrientes (principalmente N y P), la tasa de descomposición, en disponibilidad de nutrientes para las plantas, el pH, en la dinámica de calidad y cantidad de la materia orgánica, su influencia en las propiedades biológicas incluye la regularización de la abundancia, biomasa, composición de especies y diversidad de la microflora, mesofauna y macrofauna del suelo.

Las lombrices de tierra inducen cambios al reforzar la producción primaria, esto depende de la sinlocalización (en el mismo lugar) de sus actividades con la rizosfera, y de la sincronización de sus actividades dentro del tiempo en el crecimiento de las raíces de las plantas. El efecto de diferentes especies de lombrices de tierra en las cosechas se debe a sus diferentes drilosferas.

2.3.3. Clasificación ecológico-funcionales

Bouché (1972) basándose la actividad, pigmentación, construcción de galerías y hábitos alimenticios de las lombrices de tierra propuso tres principales categorías ecológicas: epigeos, anécicos y endógeos. Las especies epigeas presentan pigmentación, se alimentan y moran en la hojarasca, no elaboran galerías y afectan principalmente en la interfase de la hojarasca-suelo. Son consideradas “transformadoras de la hojarasca”, pues modifican el estado físico y químico de esta última, generalmente reducen la proporción C/N (por su respiración y asimilación), incrementando la actividad microbiana y la descomposición. Los turrículos producidos por estas lombrices son ricos en MO y con una elevada tasa de mineralización, que influye en la disponibilidad de nutrientes

(particularmente nitrato y amonio) para las raíces que crecen en esta zona (Lavelle *et al.*, 1994).

Las dos siguientes categorías, los anécicos y los endógeos, se consideran como “ingenieros del ecosistema” debido a que frecuentemente ejercen una fuerza reguladora en la función del suelo.

Los anécicos se alimentan de suelo y hojarasca, son moradores del suelo, dorsalmente pigmentados, hacen galerías verticales permanentes hasta de más de 2 m de profundidad. Sus galerías son canales en donde fluye el agua, oxígeno y otros gases, debido a que estas galerías están concentradas con mucoproteínas y MO, son caminos preferenciales para el crecimiento de las raíces, particularmente en las capas profundas del suelo (Lavelle *et al.*, 1994).

Cuando se presentan en gran cantidad, juegan un papel importante en reducir la hojarasca de la superficie e incrementar la tasa de descomposición y mineralización.

Las especies endógeas se alimentan de suelo, son moradores del suelo, no presentan pigmento, hacen galerías horizontales, y han sido subdivididas en tres tipos: 1) las endógeas polihúmicas que comen suelo más rico y viven en el horizonte A; las endógeas mesohúmicas, que comen suelo medianamente rico del horizonte A, y viven en el horizonte A y B; y las endógeas oligohúmicas, que se alimentan del suelo más profundo y pobre, y viven en el horizonte B y C (Lavelle *et al.* 1994).

2.3.3.1. Relaciones mutualistas con la microflora del suelo

Debido a la falta de enzimas adecuadas, las lombrices han desarrollado complejas interacciones mutualistas con la microflora del suelo para obtener nutrientes, aunque algunas especies endógeas son capaces de digerir porciones más ligeras de MO, mediante sus propias enzimas al crear condiciones adecuadas a su tracto intestinal (más agua, pH neutro, abundante moco) las lombrices estimulan a la microflora a niveles más altos de actividad, facilitando la digestión de complejos substratos orgánicos, los cuales son reabsorbidos en el intestino (Lavelle *et al.* 1994).

2.3.3.2. La importancia de los excrementos (turrículos)

Los turrículos de las lombrices de tierra son un componente importante para la fertilidad del suelo, los cuales pueden tomar tres diferentes formas: granular, globular o compuesta (una mezcla de las dos). Los granulares son generalmente pequeños, más frágiles, y más ricos en nutrientes debido a su fina textura. Los turrículos globulares son normalmente más pesados, más grandes, más resistentes y menos ricos en nutrientes. La riqueza de nutrientes de los turrículos depende del recurso consumido (calidad de la MO y tipo de suelo), de la categoría ecológica, y de la especie. Los turrículos de las especies epigeas y anécicas contienen grandes cantidades de MO fresca, mientras que las especies endógeas oligohúmicas turrículos menos ricos en nutrientes que de las especies endógeas polihúmicas.

2.3.3.3. Las lombrices como indicadores

Las lombrices de tierra pueden ser usadas como bioindicadores del estado de salud del suelo, porque son muy sensitivas a parámetros físicos y químicos del suelo (Paoletti *et al.*, 1991; citado en Lavelle, 1997). Recientes estudios han utilizado la abundancia, diversidad y estructura de las comunidades de lombrices de tierra, como indicadores del funcionamiento y calidad del suelo en agroecosistemas (ver revisión por Pankhurst, 1997; Stork y Eggleton, 1992; citado en Lavelle, 1997). También la proporción del número de especies nativas/exóticas es un indicador válido de la salud del suelo. Y se ha considerado como un factor de sustentabilidad en agroecosistemas a la abundancia y diversidad en las comunidades de lombrices de tierra (Lavelle, 1997).

2.3.4. Patrones de las comunidades

Las comunidades de lombrices de tierra son el resultado de interacciones entre variables ambientales y procesos biológicos que ocurren a través del tiempo. El ensamblaje de especies que se observa en la comunidad refleja interacciones selectivas (predación, competencia, mutualismo, etc.), estocasticidad del ambiente (por ejemplo, cambios impredecibles de agua), fuerzas históricas, migraciones, invasiones y extinciones que revelan el estado dinámico de los sistemas.

Los patrones de estas comunidades han sido bien estudiados tanto en ambientes templados como en tropicales, y han sido resumidos en varios trabajos (Edwards y Lofty, 1997; Lee, 1983; Edwards y Bohlen, 1986; Lavelle y Spain, 2001). Entre estos patrones tenemos: i) El gradiente latitudinal influye más en la estructura funcional de las lombrices de tierra, que en la diversidad y riqueza específica (Lavelle, 1983). ii) A una escala geográfica mundial existe un claro gradiente termo-latitudinal de la abundancia y biomasa; la abundancia promedio en ambientes naturales tiende a incrementar de unas cuantas decenas en áreas templadas-frías a valores de varios cientos en los trópicos. En contraste, la biomasa se incrementa de ambientes fríos a templados, y baja hacia latitudes tropicales (Edwards y Bohlen, 1996; Lavelle, 1983; Lee, 1985).

La caracterización de las comunidades en grupos ecológicos, representa adaptaciones particulares, desarrolladas para sobrevivir en hojarasca (epigeas), suelo (endógeas) o ambos (anécicas). La predominancia de un grupo ecológico está determinada por una combinación jerárquica de factores ambientales, en donde la temperatura parece ser un nivel alto en la jerarquía, seguido de la disponibilidad de recursos (riqueza de nutrientes en el suelo) y variación estacional de humedad (Fragoso y Lavelle, 1992).

En general, hay una predominancia de epigeas en ambientes más fríos, mientras que los trópicos dominan las endógeas. El contraste filogenético también podrían jugar un papel importante, ya que parece que las comunidades epigeas son más frecuentes en Sudamérica y África, que en suelos de Centro América, incluyendo a México.

Para la región tropical se ha observado las siguientes generalizaciones (Fragoso y Lavelle, 1992; Lavelle, 1983):

- 1) Las comunidades de lombrices pueden llegar a representar hasta el 80% de la biomasa total de la macrofauna del suelo (Lavelle y Pashanasi, 1988; Lavelle *et al.* 1994).
- 2) Un similar número de especies en ecosistemas tropicales y templados (entre 13 y 17 especies). La teoría ecológica predice que la biodiversidad de un grupo en una localidad dada será más grande en los trópicos que en regiones templadas. Esto, sin embargo, no es el caso de las lombrices de tierra. Fragoso y Lavelle (1992) concluyeron que el promedio en el número de especies en el bosque tropical (6.5 especies) no fue significativamente diferente al del bosque deciduo templado (5.7 especies).
- 3) A escala regional hay diferencias significativas entre países tropicales y fríos, pero la riqueza de especies entre países tropicales y templados es aparentemente muy similar.
- 4) Un predominio de endógeas, aunque las epigeas pueden llegar a ser importantes en suelos oligotróficos y/o con gran estacionalidad.

2.3.5. Influencia de la perturbación: Nativas vs. Exóticas

Desde el punto de vista biogeográfico, la riqueza de especies de un sitio está compuesta por dos grupos de lombrices de tierra: las nativas y las exóticas. En el primer grupo se incluyen aquellas especies que evolucionan en el sitio o región bajo estudio, mientras que en el segundo grupo se incluye a las lombrices de tierra introducidas por actividades humanas, comúnmente llamadas peregrinas (Lee, 1985, 1987; citado en Fragoso *et al.*, 1999) y antropocoras (Gates, 1970; citado en Fragoso *et al.*, 1999). Este grupo de especies puede tolerar un amplio rango de condiciones ambientales y edáficas; han sido consideradas frecuentemente como la fauna de lombrices predominantes en ecosistemas tropicales antropogénicos (Lee, 1987; citado en Fragoso *et al.*, 1999).

Eisen (1900) fue el primero en llamar la atención sobre la desaparición de las especies nativas en sistemas perturbados de la región neotropical. Ahora es ampliamente conocido que las especies exóticas dominan en ecosistemas perturbados y las especies nativas predominan en sistemas naturales o en ambientes no perturbados, aunque algunas de estas especies han sido capaces de sobrevivir en sistemas perturbados, también se sabe que son solo unas cuantas las especies exóticas o “peregrinas” como las llamó Lee (1987) las que predominan en tierras perturbadas.

Al igual que Eisen (1900), Michaelsen (1903, 1935) señaló que las lombrices de tierra “peregrinas” eran muy comunes en agroecosistemas tropicales. Lee (1987) mencionó que estas especies ‘...más que otras,... son importantes en mantener la fertilidad del suelo en tierras agrícolas y pastizales’. Las lombrices de tierra “peregrinas” llegan a ser exóticas cuando el área geográfica de ocurrencia no corresponde al área original de distribución (Fragoso *et al.*, 1999). De acuerdo a Fragoso *et al.* (1997) su distribución puede ser analizada a tres escalas: mundial, regional y local, ya que algunas especies con una amplia

distribución pueden ser restringidas a un tipo de uso de tierra o tienen estrechos nichos climáticos o edáficos que no están representados en un país o continente.

La colonización de las especies “peregrinas” ocurre usualmente después de algunos años cuando ya ha desaparecido la fauna de lombrices endémicas. La extinción local de las nativas se puede dar por la falta de alimento, por los cambios en las condiciones ambientales que ocurren después de la perturbación, y por la competencia con las especies introducidas.

Fragoso *et al.* (1997) señalan que las siguientes etapas deben ocurrir para que las exóticas se logren establecer:

- i) Cuando la vegetación natural es eliminada, las comunidades nativas de lombrices de tierra cambian, y dependiendo del grado de perturbación, pueden llegar a ser eliminadas; ocasionalmente, sin embargo, algunas de las especies originales son capaces de adaptarse a las nuevas condiciones.
- ii) Al mismo tiempo otras especies no indígenas (exóticas y adaptadas a condiciones de perturbación) invaden la comunidad, estando su número y abundancia determinado por la cantidad de nichos disponibles, por la desaparición de nativas y por la creación de nuevos nichos al modificar el sistema original.
- iii) La probabilidad de mantener especies nativas es más alta mientras menor sea el uso de insumos externos en los agroecosistemas (por ejemplo ausencia de pesticidas, tractores, etc.) y se favorezcan prácticas más diversificadas (uso de abonos orgánicos, prácticas agroforestales, etc.).

En otra serie de estudios Fragoso *et al.* (1999) mostraron que en los trópicos las especies exóticas se adaptan mejor que las nativas a los cambios a nivel regional (temperatura, precipitación) y local (cambios edáficos). Algunas nativas, sin embargo, son capaces de adaptarse a cambios en la escala local de los agroecosistemas (i.e. pH, cantidad de MO, etc.). Mediante una serie de análisis multivariados estos autores agruparon en cuatro grupos a cerca de 40 especies de lombrices de tierra comunes en los agroecosistemas de varios países tropicales. La agrupación se dio en función a su grado de tolerancia climática y edáfica. Los siguientes grupos reflejan no solo una mayor plasticidad ecológica, sino que también apuntan a diferentes estrategias de manejo:

1. G1 (euriedáficas): incluye a las especies nativas con amplia tolerancia edáfica y climática (alta plasticidad local, pero baja a nivel regional), que corresponden a la mayoría de las especies mexicanas que son ampliamente distribuidas. Estas especies pueden ser manejadas a escala local, ya que representan la fauna original adaptada. Entre estas especies tenemos a: *Balanteodrilus pearsei*, *Lavello-drilus parvus*, *Phoenicodrilus taste*, *Diplo-trema murchiei* y *Protozapotecia australis*.
2. G2 (eurioecias): son las especies exóticas más comunes de los trópicos que exhiben amplia tolerancia edáfica y climática (alta plasticidad local y regional). Incluye a las especies que pueden ser manejadas en la mayoría de los agroecosistemas. Entre estas especies tenemos a: *Amyntas gracilis*, *A. corticis*,

Dichogaster affinis, *D. bolaii*, *D. saliens*, *Ocnerodrilus occidentalis*, *Pontoscolex corethrurus* y *Polypheretima elongata*.

3. G3 (estenoedáficas): incluye especies nativas y exóticas con poca tolerancia edáfica, pero con gran resistencia a variaciones climáticas (baja plasticidad local, pero alta a nivel regional). Estas pueden ser manejadas en diferentes regiones, pero en el mismo tipo de sustrato o de suelo. Entre estas especies tenemos a: *Drawida willsii*, *Perionyx excavatus* y *Eudrilus eugeniae*.
4. G4 (estenoecicas): grupo de especies con poca tolerancia edáfica y climática (reducida plasticidad local y regional). Este grupo incluye a la mayoría de las especies nativas que pueden ser manejadas solo a escala local, pues solamente sobreviven en ciertas localidades y tipos de suelo. En México este grupo incluye a: *Ramiellona strigosa* y *Zapatadrilus* sp.nov1.

Además de su plasticidad ecológica, existen al menos otras dos variables que podrán explicar la amplia distribución de las especies exóticas en ambientes perturbados:

- i) Reproducción partenogenética: casi todas las especies exóticas son partenogenéticas, lo que significa que pueden producir capullos viables no fertilizados. La partenogénesis, por lo tanto parece ser garantía de una amplia distribución geográfica (Reynolds, 1974; Lee, 1987).
- ii) Dispersión por el hombre: la distribución de las exóticas se ha favorecido por el intercambio de plantas por todo el mundo durante los últimos 500-700 años.

2.3.6. Estudios en pastizales y milpas en la región tropical

Como se mencionó en la sección anterior, las comunidades de lombrices en ecosistemas naturales cambian grandemente cuando la vegetación es substituida por agroecosistemas.

Estos cambios pueden ocurrir a nivel taxonómico (substitución de especies nativas estenoecicas, por exóticas y/o nativas eurioecicas), y ecológico (decremento en el número de especies, aumento en la abundancia y biomasa, reducción en el número de categorías ecológicas, etc.). Varios estudios indican que en pastizales, la especie exótica *Pontoscolex corethrurus* puede llegar a constituir el 100% de una biomasa de 160g m⁻² (Barois *et al.*, 1988).

Estudios en zonas templadas indican que los efectos mecánicos iniciales de prácticas agrícolas sobre las poblaciones de lombrices de tierra pueden llegar a ser muy severos (Zicsi, 1969; citado en Fragoso *et al.* 1999); sin embargo, una vez pasado el stress inicial las poblaciones se recobran rápidamente (Edwards y Lofty, 1975b). El efecto de estas prácticas será menor sobre las especies endógeas, quienes inclusive se pueden beneficiar por el incremento de fertilidad y productividad, por ejemplo, en pastizales manejados (Barois *et al.*, 1988).

Cuando se comparan cultivos convencionales y pastizales, parece ser que los efectos negativos en cuanto a la riqueza de especies son menores en los pastizales. Los policultivos perennes, sin embargo, pueden conservar especies del ecosistema original y proveer además nichos para las especies exóticas (Fragoso *et al.*, 1999).

Aunque en general se sabe muy poco sobre el papel que juegan las especies nativas tropicales en la fertilidad del suelo, existen casos como en las sabanas naturales de Carimagua (Decaëns *et al.*, 1995) en donde pérdida de anécicas y epigeas da por resultado un cambio significativo en la estructura del suelo (agregación, hidrología, etc.), y en la productividad primaria del sistema.

El estudio realizado por Fragoso *et al.* (1999b) en 15 países tropicales de cuatro continentes, el análisis de 145 comunidades de lombrices de tierra provenientes tanto de ecosistemas manejados y naturales, reveló los siguientes patrones regionales y locales: i) los cultivos anuales se caracterizaron por la pérdida de especies nativas y por la dominancia de especies endógeas exóticas, independientemente de la región; ii) los pastizales fueron altamente heterogéneos en términos de dominancia de especies nativas o exóticas; iii) las especies nativas sobrevivieron mejor, en sistemas manejados de India y África, que en los agroecosistemas de México-América Central; iv) en general, la intensidad de las prácticas agrícolas estuvo negativamente correlacionada con la cantidad de especies nativas, así como de la abundancia y biomasa totales de las lombrices de tierra.

Los autores concluyen que las comunidades de lombrices de tierra en agroecosistemas tropicales son modificadas a escala taxonómico y funcional, debido a la acción de tres factores relacionados jerárquicamente:

1. El componente filogenético-geográfico y el tipo de suelo (efecto sobre los gremios ecológicos).
2. La historia de las parcelas y prácticas agrícolas locales (efecto sobre la diversidad de especies).
3. El tipo de agroecosistema (efecto sobre la diversidad y la abundancia)

2.3.7. Estudios en México de milpas y pastizales

Los estudios de Fragoso (1993), Fragoso *et al.* (1993, 1995) y Fragoso y Rojas (1994) han demostrado que en los trópicos húmedos del sureste de México la diversidad de lombrices de tierra se modifica cuando el sistema natural es alterado. Esta región es considerada como la más húmeda del país y muy rica en especies nativas, cuenta con una superficie de aproximadamente 488,000 km², en donde más de la vegetación original ha sido reemplazada por agroecosistemas. Los pastizales y tierras cultivadas son los agroecosistemas predominantes, los cuales ocupan más del 50% de la superficie total de la región. Como en otros países, en México la mayoría de las especies nativas de esta región se encontraron restringidas a bosques naturales o hábitat riparios, mientras que las especies exóticas predominaron en sistemas perturbados. Por ejemplo, el número promedio de especies nativas en esta región disminuyó significativamente de 4 especies por sitio en los sistemas naturales a una especies en los sistemas manejados. La conclusión general es que: i) con la destrucción de la selva natural, muchas especies nativas desaparecen a escala local, y ii) el 50% de áreas perturbadas del sureste de México están habitadas por un reducido número de especies de lombrices (principalmente exóticas).

Fragoso (2001) mencionó que de las 97 especies registradas en el sureste de México (71 nativas y 26 exóticas) sólo 11 especies presentaron una amplia distribución (5 nativas y

6 exóticas), entre las cuales se cuentan 3 especies exóticas euritópicas-polihúmicas del género *Dichogaster*, una exótica epigea (*Amyntas gracilis*) y dos exóticas mesohúmicas (*Polypheretima elongata* y *Pontoscolex corethrurus*). Sin embargo, la especie más común fue *P. corethrurus*, con 35 registros a nivel nacional. En agroecosistemas, Fragoso *et al.* (1999) la registraron en pastizales (9 veces), plantaciones de árboles (2) y cultivos anuales (1). Para el estado de Veracruz esta especie se ha registrado principalmente en pastizales y acahuales. Si bien los pastizales presentaron tanto especies nativas como exóticas, estas últimas constituyeron el grupo dominante del sistema.

También se observó que en aquellos sitios recientemente perturbados y/o con prácticas agrícolas de bajo impacto, las especies nativas se mantuvieron bien, y que en general las especies exóticas dominaron en cultivos con altos valores de insumos externos.

El patrón general en esta región fue que en ecosistemas naturales y perturbados, la comunidad de lombrices está compuesta por una mezcla tanto de especies nativas como de exóticas. Asimismo, las comunidades de los ecosistemas naturales muestran abundancias y biomasa menores que en sitios perturbados; la excepción serían los cultivos anuales (principalmente de maíz) que presenta los valores más bajos de densidad, biomasa y número de especies.

Cuando la comunidad incluye las especies exóticas *Pontoscolex corethrurus* o *Pheretima elongata* (rara vez coexisten en el mismo sitio) son generalmente dominantes.

Fragoso (1993) propone que el tiempo de disturbio (medido en tiempo transcurrido desde la primera perturbación) y el tipo de prácticas agrícolas (cantidad e intensidad de prácticas agrícolas destructivas, así como entrada de insumos externos como pesticidas, fertilizantes, etc.) son las variables determinantes en el cambio de las comunidades de lombrices.

3. OBJETIVOS

3.1. Caracterizar la diversidad, abundancia y biomasa de las comunidades de lombrices de tierra en cultivos anuales (milpas) y pastizales en la región de Santa Martha de la Reserva de Los Tuxtlas.

3.2. Definir que método de muestreo (Cuantitativos vs. Cualitativos) es más efectivo en capturar mayor número de especies.

3.3. Determinar la influencia de milpas y pastizales sobre la estructura de las comunidades de lombrices de tierra en el Volcán Santa Martha de Los Tuxtlas.

3.4. Determinar como influyen diferentes grados de deforestación sobre los patrones estructurales de las comunidades de lombrices de tierra en la región de Santa Martha de Los Tuxtlas.

4. HIPÓTESIS

4.1. Hipótesis a nivel de comunidades

- 4.1.1. Los pastizales presentarán una mayor biomasa, abundancia, número de especies y cantidad de especies nativas que las milpas.
- 4.1.2. En los dos agroecosistemas predominarán las especies endogeas-geófagas.
- 4.1.3. El número de especies nativas y la abundancia total de las lombrices de tierra estará inversamente relacionada con el grado de intensificación agrícola.
- 4.1.4. La especie exótica dominante será *Pontoscolex corethrurus*.

4.2. Hipótesis a nivel de paisaje

- 4.2.1. A mayor deforestación habrá menos especies nativas en ambos agroecosistemas

5. ZONA DE ESTUDIO

5.1. Reserva de la Biosfera en el Volcán Santa Martha de Los Tuxtles, Veracruz

En México, la Reserva de la Biosfera Los Tuxtles, esta compuesta por una sucesión de montañas con densa aglomeración de cráteres pequeños, siendo los más importantes el volcán San Martín, Santa Martha y San Martín Pajapan. La reserva se localiza aproximadamente entre los 18° 10' y 18° 45' de latitud norte y los 94° 42' y 95° 27' de longitud oeste, abarcando un área de 90 por 50 km.

La Reserva se caracteriza entre otras cosas por la notable diversidad de especies de plantas y animales; y también porque representa el límite boreal extremo de la selva tropical en el continente americano (Dirzo, *et al.*, 1992) que la convierten en una zona de importancia global para la conservación. Sin embargo, esto la hace igualmente una zona fuertemente amenazada por el crecimiento demográfico, ganaderización, extracción ilegal de especies de flora y fauna, deforestación y otras causas.

La región de Los Tuxtles alberga una enorme biodiversidad, debida a su posición geográfica en medio de la planicie costera y su cercanía al mar; a la amplitud de su

gradiente altitudinal; a la configuración del terreno, y a la posición con respecto a los vientos húmedos provenientes del Golfo de México (Dirzo, *et al.*, 1992).

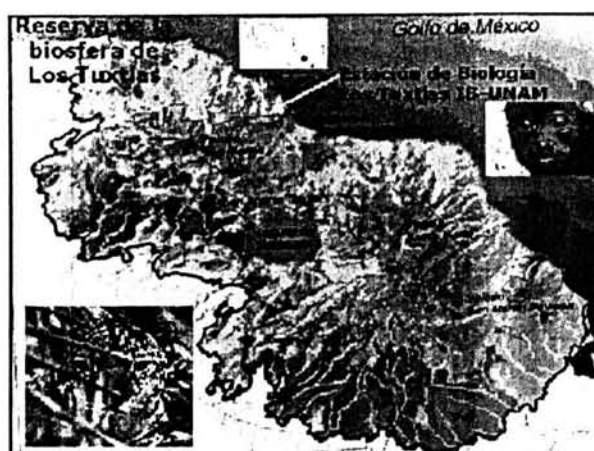


Figura 1. Localización de la Reserva de Los Tuxtlas y de los tres principales volcanes que la conforman

5.1.1. Clima

De acuerdo con el sistema de clasificación climática de Koeppen modificada por García (1981), en la región de Los Tuxtlas están presentes el grupo de climas cálido A y el subgrupo semicálido A(C). El primero se caracteriza porque la temperatura media anual es mayor de 22° C y la media del más frío superior a 18° C, en tanto que en el semicálido la media anual es mayor de 18° C. Adicionalmente, se observa que en los 1600 m de altitud se alcanzan temperaturas de 18°C, por lo que en estas áreas el clima se clasifica como templado.

En la mayor parte de la región, la temperatura más alta se presenta en el mes de mayo, que es el mes con precipitación relativamente menor y en enero es el mes en el que se presenta con más frecuencia la temperatura mínima más baja.

Esta región tiene una de las precipitaciones más altas del país (4000-5000 mm anuales). Se observa un gradiente de humedad muy marcado, debido a los vientos húmedos provenientes del golfo de México y al efecto de barrera climática que ejerce la propia sierra.

Por la amplitud de su gradiente altitudinal la Región de Los Tuxtlas posee, en una superficie relativamente reducida, una variada gama de condiciones climáticas y de suelos que favorecen la diversificación de hábitat y paisajes, y por tanto de flora y fauna.

5.1.2. Hidrología

Desde el punto de vista hidrológico, es una de las zonas más lluviosas del país, lo que da lugar a una compleja red hidrológica con numerosos ríos permanentes y temporales, muchos de los cuales se originan en la cima de los volcanes, y diversos cuerpos de agua

dulce ubicados en antiguos cráteres. Estos sistemas acuáticos, por su origen volcánico, presentan características ecológicas muy particulares, ya que la presencia de cañadas, depresiones y pequeños valles, promueve la existencia de una gran heterogeneidad micro climática.

La Región de Los Tuxtlas cuenta con la una de las regiones hidrológicas más importante del país (No. 28) (INEGI, 1982 en Instituto de Ecología, 1994b), la cual pertenece a la cuenca del río Papaloapan, con un gasto medio de 68.01 m³/s y un área de drenaje total de 57,756 m². Por otra parte, la Región Hidrológica 29 abarca las cuencas de los ríos Coatzacoalcos, Tonalá, Santa Ana y Seco, cubriendo un área total de 29,802 km².

La topografía de la región origina que los ríos de la Reserva aporten sus aguas a diferentes cuencas (la red de drenaje es básicamente radial debido a las cimas montañosas); así por el este y oeste alimentan al Lago de Catemaco; por el suroeste al río San Juan, afluente del Papaloapan; por el sur al río Coatzacoalcos; por el sureste a la Laguna del Ostión, todos fuera del polígono de la Reserva; por el lado noreste y noroeste a la Laguna de Sontecomapan, y por el norte, noreste y este existen varias pequeñas cuencas que desaguan directamente al Golfo de México. Algunos ríos permanentes importantes son: Oro, Río Grande (hacia la Cuenca del Papaloapan, a los municipios de San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla y Ángel R. Cabada); Cuetzalapan, Coxcuapan, Yohualtapan, Carrizal, Huatzinapan, Ahuacapan (hacia el lago de Catemaco y a la Laguna de Sontecomapan); Osuluapan, Huazuntlan, Texizapan, Platanillo – Acayucan (hacia los municipios de Acayucan, Minatitlán, Jáltipan y Coatzacoalcos y otros); Pilapa, Sochapa (hacia la Laguna del Ostión y Golfo de México, parte sur).

5.1.3. Geología

La Sierra de Los Tuxtlas cuenta con una serie de montañas de origen volcánico, que se encuentran relativamente aisladas de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) a un poco más de 200 km al noroeste.

Los volcanes más conspicuos son el volcán de San Martín (con una altura máxima de 1780 m s.n.m.), el de Santa Martha (1660 m s.n.m.), y el San Martín Pajapan (1245 m s.n.m.). El macizo montañoso se encuentra partido en dos porciones una al noroeste, constituida por el volcán San Martín, y otra hacia el sureste, llamada Sierra de Santa Marta, separadas por una depresión en la que se asienta el lago de Catemaco, uno de los de mayor extensión del país.

Para la región se reconocen cuatro unidades geomorfológicas: i) la de origen volcánico, con estratos basálticos volcánicos como en el volcán San Martín Tuxtla, conos escóricos, flujos de lavas extensos y riscos rocosos; ii) la de origen denudacional en los lados de los valles y faldas de las pendientes; iii) la de origen fluvial sobre las planicies aluviales; iv) la de origen marino, dunas, playas y planicies costeras (SEDUVER, 1993).

5.1.4. Vegetación

En el libro Historia Natural de Los Tuxtlas (González *et al.*, 1997), se reportan 9 tipos de vegetación para la Región de Los Tuxtlas, los cuales se basan en la clasificación realizada por Sousa (1968).

A su vez, el Instituto de Ecología A. C. integró las Bases Ecológicas para un Ordenamiento de la región (I de E, 1994c) y el Proyecto Sierra de Santa Martha, A. C. (PSSM, A.C., 1996b), realizó un estudio para el Ordenamiento Ecológico de la Sierra de Santa Martha. En este último muestra una correlación de los tipos de vegetación de acuerdo con las clasificaciones propuestas por: Miranda, *et al.* (1963), Ross (1967), Beard (1944, 1955) 1971, Sousa (1968), Sarukhán (1968), Flores, *et al.* (*s.f.*) y Rzedowsky (1978) (citado en González *et al.*, 1997), en donde se definieron 11 categorías de tipos de vegetación: selva alta perennifolia, selva mediana perennifolia, selva baja perennifolia inundable, bosque mesófilo de montaña, encinar dividido en dos tipos: semicálido y cálido, pinar, sabana, manglar, dunas costeras, acahuales, y pastizales.

5.1.5. Suelos

Aunque existen pocos estudios en el área acerca de los tipos de suelo presentes, se reconocen 9 grandes grupos principales dentro de la Reserva: Andosol, Feozem, Luvisol, Acrisol, Vertisol, Cambisol, Nitosol, Regosol y Litosol (INEGI, 1980; Campos, 1998; citado en González *et al.*, 1997), que van desde aquellos suelos considerados como jóvenes o de reciente formación, constituidos por una capa delgada, hasta aquellos muy profundos, fértiles, con abundancia de materia orgánica y ácidos. Sin embargo, la mayoría de los suelos presenta problemas de erosión debido a las altas pendientes y a la remoción de la cubierta vegetal; en algunos casos, existen graves problemas de contaminación por los insumos agrícolas utilizados (I de E, *op cit.*).

De acuerdo a la nomenclatura de la FAO los suelos de la reservan incluyen los siguientes: Acrisol húmico, Acrisol órtico, Andosol húmico, Andosol mólico, Andosol órtico, Cambisol crómico, Cambisol vértico, Feozem háplico, Feozem lúvico, Litosol, Luvisol crómico, Luvisol férrico, Luvisol gleyíco, Luvisol órtico, Nitosol dístrico, Regosol eútrico, Vertisol crómico, y Vertisol pélico.

Resultados preliminares del investigador Enrique Mesa (com. pers.) indican que en e ejidol ejido A. López Mateos el tipo de suelo predominante es Andosol húmico; en Venustiano Carranza son Luvisol gleyíco y Acrisol órtico; y para el ejido San Fernando son Luvisol órtico y Acrisol mólico.

5.2. Sitios de estudio

El muestreo se realizó en tres ejidos (ventanas) con diferentes grados de deforestación, en donde se estudiaron las comunidades de lombrices de dos sistemas de uso de tierra (SUT): pastizales y cultivos anuales (milpas):

- Adolfo López Mateos (LM), cerca del lago de Catemaco. A nivel de paisaje se conserva casi el 75% de la superficie de selva (aproximaciones por medio de fotos aéreas). La clave de los agroecosistemas fue: milpas (LMMIL) y pastizales (LMPAS).
- San Fernando (SF), cerca de Soteapan. Con una superficie de selva de aproximadamente 50% (aproximaciones por medio de fotos aéreas). Claves: milpas (SFMIL) y pastizales (SFPAS).
- Venustiano Carranza (VC), cerca de Tatahuicapan. Con una superficie de selva de aproximadamente 25% (aproximaciones por medio de fotos aéreas). Claves: milpas (VCMIL) y pastizales (VCPAS).

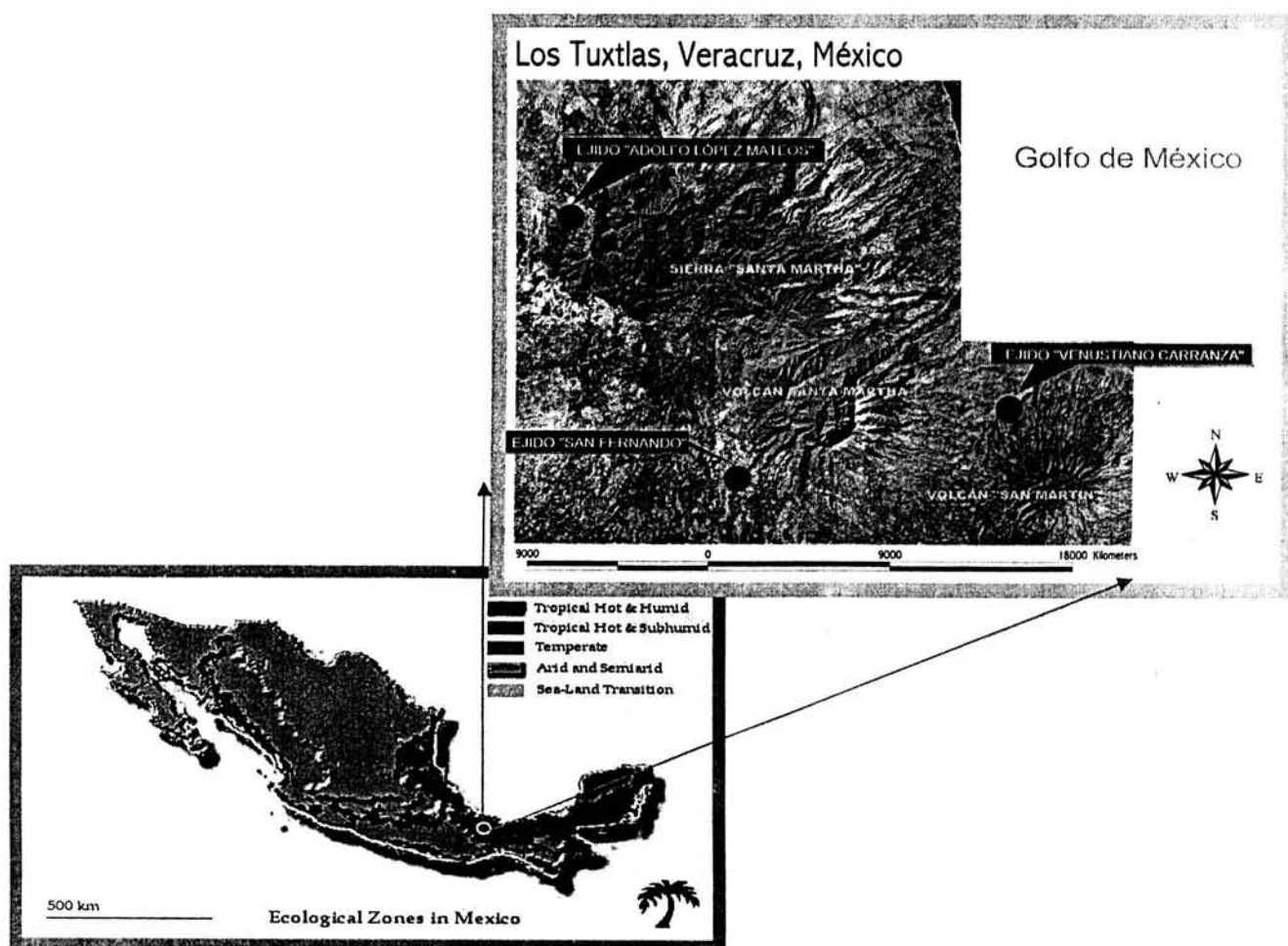


Figura 2. Ubicación de las tres ventanas en la Región del Volcán Santa Martha de Los Tuxtlas

5.3. Tipos de vegetación: esquema rústico

En las tres ventanas (LM, SF, VC) se seleccionaron ocho puntos de muestreo para cada SUT, alejados cada uno de ellos por una distancia de al menos 100 m. En el apéndice 2 se observan los esquemas de cada ventana con la ubicación de los puntos de muestreo con sus respectivos SUT.

En el apéndice 2 se muestran los mapas de cada ventana con la ubicación de los puntos de muestreo con sus respectivos SUT. En estos mapas se ilustran también los puntos de muestreo de otros dos sistemas (selvas y sistemas agroforestales) los cuales fueron estudiados aparte (Camarena, en prep.).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Época de muestreo

Se llevó a cabo al final de la temporada lluviosa, durante el mes de diciembre del 2003.

6.2. Muestreo de lombrices de tierra

El muestreo incluyó dos principales métodos aplicados en cada sitio: un cuadrante (monolito) central pequeño y dos cuadrantes laterales de mayor tamaño. El primer tipo de cuadrantes fue revisado minuciosamente, mientras que la revisión de los de mayor tamaño fue mucho más rápida (Figura 2). Con los datos obtenidos de los monolitos centrales se calcularon los patrones de abundancia y biomasa. Para el cálculo de la diversidad y riqueza de especies se combinaron los datos de los monolitos centrales y laterales. Para los análisis de varianza se utilizaron los datos de los tres monolitos.

6.2.1. Monolito central o muestreo cuantitativo (dirigido a los patrones de abundancia, biomasa, diversidad y riqueza de especies)

Se siguió el método modificado TSBF (Tropical Soil Biology & Fertility) (Anderson e Ingram, 1993), que consiste en la demarcación de un monolito de 25x25 cm de superficie por 30 cm de profundidad, estratificado a intervalos de 10 cm de profundidad (hojarasca, 0-10, 10-20, 20-30 cm). Cada monolito fue rodeado por un foso de 20 cm de ancho y 30 cm de profundidad.

La extracción de las lombrices de tierra se realizó con mucho cuidado de manera manual. Los ejemplares se limpiaron con agua y se depositaron en frascos con formol al 4%.

Posteriormente se llevaron al laboratorio en donde fueron separados por especie, contados y pesados. Para algunas especies los individuos fueron además separados por clase de edad (capullos inmaduros y maduros, jóvenes, subadultos, adultos clitelados).

Este muestreo fue dirigido para los análisis de abundancia, biomasa, y diversidad de especies de la comunidad de lombrices de tierra (Figura 2).

6.2.2. Monolitos Laterales o Muestreo Cualitativo (complemento para el cálculo de diversidad y riqueza de especies).

Este método de muestreo consistió en la demarcación de dos monolitos de 50x50 cm de superficie por 10 cm de profundidad, localizados a 5 m de distancia del monolito pequeño o central, uno al norte y el otro al sur. Solamente la hojarasca y el primer estrato (0-10 cm) fué revisado. La revisión fue rápida, sin excavación de foso.

De igual manera que en el monolito central, las lombrices de tierra se limpiaron con agua y se depositaron en frascos con formol al 4%. Después fueron llevados al laboratorio en donde se separaron por especie, se contaron y se pesaron. Para algunas especies los individuos fueron además separados por clase de edad (Figura 2).

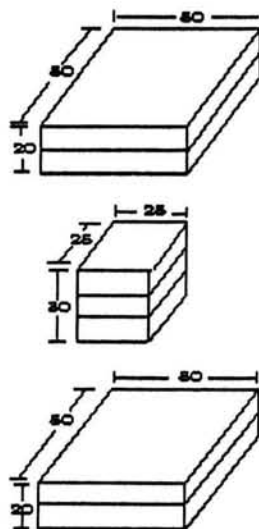


Figura 2. Monolito central y monolitos laterales.

6.3. Análisis estadísticos

6.3.1. Curvas de acumulación de especies

Con el objetivo de conocer la eficiencia para ambos métodos de muestreo (cuantitativo y cualitativo) y saber si se había muestreado todas las especies de lombrices de la comunidad, se realizaron curvas de acumulación de especies por cada ventana y SUT, utilizando el programa EstimatesS 5 (Colwell, 1999; citado en Moreno, 2001).

Con los datos obtenidos de los tres monolitos se elaboraron las matrices de presencia/ausencia de sitios por especies. Para cada análisis el programa realizó 50 iteraciones, con objeto de suavizar la forma de la curva observada. Cada curva de especies así obtenida fue comparada con los estimadores no paramétricos Jackknife de primer orden y el estimador de riqueza Bootstrap.

El método de Jackknife de primer orden se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L), es decir en las especies raras (Palmer, 1990; Krebs, 1989; citados en Moreno, 2001).

$$\text{Jack1} = S + L \frac{m-1}{m}$$

En donde:

m = número de muestras

S = número de especies

L = el número de especies que ocurren solamente en una muestra

El estimador de riqueza de Bootstrap se basa en p_j , la proporción de unidades muestrales que contienen a cada especie j (Palmer, 1990; Krebs, 1989; citados en Moreno, 2001).

$$\text{Bootstrap} = S + \sum (1-p_j)^n$$

En donde:

S = número de especies

p_j = proporción de cada especie

n = número de muestras

6.3.2. Análisis multivariados

Con el objeto de conocer la similitud de cada sitio entre sí, se realizó un análisis multivariado jerárquico. La matriz utilizada se basó en la presencia o ausencia de cada especie por sitio. La relación entre sitios (con base a la similitud de especies) fue obtenida con el índice de asociación de Kulczynski (no lineal, de similitud, con valores de 0-1 y que excluye los datos 0/0). Para la obtención de los grupos y del dendograma, se realizó un análisis de agrupación jerárquico (clusters) mediante el método UPGMA (Unweighted Pairs Groups Method Using Arithmetic Average ó método de agrupación de parejas no ponderadas mediante medias aritméticas) (Gauch, 1982) con ayuda del programa de análisis PATN (Belbin, 1986).

6.3.3. Índices de diversidad y comparación de comunidades

La diversidad se cuantificó mediante los índices de Simpson y de Shannon-Wiener. Para las comparaciones de diversidad se utilizó el índice de Morisita de acuerdo a las siguientes fórmulas (Brower *et al.*, 1990; citado en Moreno, 2001):

a) Índice de diversidad de Simpson

Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (*i*) en una comunidad:

$$I = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)}$$

En donde:

I = Índice de dominancia de Simpson (el valor de *I* es una medida de dominancia; el índice toma valores de 0-1, y entre más cercano sea el valor a uno, menos diversa será la comunidad).

n_i = número de individuos de la especie *i*

N = es el número total de individuos

Con objeto de que mayores valores del índice reflejen mayor diversidad, se modificó el índice de acuerdo a la siguiente relación:

$$D_s = 1 - \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

En donde:

D_s = índice de diversidad de Simpson (a mayor riqueza de especies, es menor la dominancia de pocas especies).

La relación es: 0-1, entre más cercano sea el valor a 1 es más diversa la comunidad.

Este índice está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes y su valor es inversamente proporcional a la equitatividad.

b) Índice de Shannon-Wiener

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies muestreadas. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a cuál especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una muestra dada (Magurran, 1988; Peet, 1974; Baev y Penev, 1995; citado en Moreno, 2001). Asume que los individuos son muestreados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988; citado en Moreno, 2001).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

En donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

p_i = importancia proporcional de las especies (número de individuos)

c) Índice de Morisita

El índice de Morisita (IM), también llamado índice de similitud de la comunidad se basa en el índice de diversidad de Simpson, y se utiliza para comparar los sitios con base en los valores de diversidad. Se define como:

$$IM = \frac{2 \sum x_i y_i}{(L_1 + L_2) N_1 N_2}$$

En donde:

IM = Índice de Morisita (similitud entre dos comunidades)

$\sum x_i y_i$ = suma del número del total de individuos en la comunidad 1 y 2

$$L1 = \frac{\sum x_i (x_i - 1)}{N1(N1 - 1)}$$

En donde:

L1 = es el índice de dominancia de Simpson de la comunidad 1

x_i = es el número de individuos de la especie i en la comunidad 1

$N1$ = es el número total de individuos en la comunidad 1 ($N1 = \sum x_i$)

$$L2 = \frac{\sum y_i (y_i - 1)}{N2(N2 - 1)}$$

En donde:

L2 = es el índice de dominancia de Simpson de la comunidad 2.

y_i = es el número de individuos de la especie i en la comunidad 2.

$N2$ = es el número total de individuos en la comunidad 2 ($N2 = \sum y_i$)

El rango de comparación va de 0 (no similar) a 1 (idénticos).

6.3.4. Análisis de varianza de una vía

Las comparaciones entre la abundancia y biomasa totales y de algunas especies entre ventanas y entre SUT's (milpas y pastizales) se llevaron a cabo mediante un análisis de varianza (ANOVA's) de una vía (Steel y Torrie, 1988; citado en Zar, 1996) con un nivel de significancia al 95% ($P=0.05$). Cuando se detectaron diferencias significativas ($P<0.05$) se realizó una prueba de rangos múltiples de Tukey para detectar los sitios que difirieron entre sí. Estos análisis se realizaron con ayuda de los paquetes estadísticos: Statistica 99 y Statgraphics 6.1.

7. RESULTADOS

7.1. Las especies y su distribución

Se encontraron en total 13 especies de lombrices de tierra, siete de ellas nativas (*Diplorema sp*, *Kaxdrilus parvus*, *Kaxdrilus sylvicola*, *Lavellodrilus parvus*, *Phoenicodrilus taste*, *Ramiellona sp15*, *Ramiellona sp18*) y seis exóticas (*Dichogaster affinis*, *Dichogaster bolau*, *Dichogaster saliens*, *Drawida bahamensis*, *Periscolex brachycystis*, *Pontoscolex corethrurus*).

La oligoquetofauna de los pastizales (considerando las tres ventanas) incluyó 11 especies (5 nativas y 6 exóticas); el mismo número de especies fue encontrado en milpas (6 nativas y 5 exóticas).

En general se observó que tanto los pastizales como las milpas presentaron 6 especies en promedio, con una mezcla de especies nativas y exóticas.

En el cuadro 1 se muestra la lista de especies, su origen, su ubicación y el SUT al que pertenecen.

FAMILIA	SUBFAMILIA	TRIBU	GENERO Y ESPECIE	ORIGEN	LÓPEZ MATEOS		SAN FERNANDO		VENUSTIANO CARRANZA	
					Milpa	Pastizal	Milpa	Pastizal	Milpa	Pastizal
Megascolecidae	Acanthodrilinae	Acanthodrilini	<i>Lavellodrilus parvus</i>	Nativa			x			
			<i>Diplorema sp1</i>	Nativa		x			x	
			<i>Kaxdrilus parvus</i>	Nativa			x			
			<i>Kaxdrilus sylvicola</i>	Nativa	x		x	x		
	Megascolecinae	Dichogastrini	<i>Dichogaster affinis</i>	Exótica		x			x	
			<i>Dichogaster bolau</i>	Exótica	x	x	x	x	x	x
			<i>Dichogaster saliens</i>	Exótica	x				x	x
			<i>Ramiellona sp15</i>	Nativa				x		
			<i>Ramiellona sp18</i>	Nativa	x	x		x		
Ocnerodrilidae	Ocnerodrilinae	Ocnerodrilini	<i>Phoenicodrilus taste</i>	Nativa		x	x	x	x	
Glossoscolecidae			<i>Pontoscolex corethrurus</i>	Exótica	x	x	x		x	x
			<i>Periscolex brachycystis</i>	Exótica	x	x		x		x
Monoligastridae			<i>Drawida bahamensis</i>	Exótica		x				

Cuadro 1. Especies de lombrices encontradas en milpas y pastizales de las tres ventanas.

Las especies nativas pertenecen principalmente a las familias Megascolecidae (6 especies) y Ocnerodrilidae (una especie). Las especies exóticas se ubicaron dentro de las familias Megascolecidae (3 especies), Glossoscolecidae (2 especies) y Monoligastridae (una especie).

La especie más común fue la exótica *Pontoscolex corethrurus*, pues se presentó en el 75% de los 48 puntos de muestreo de milpas y pastizales (36 sitios).

Otras especies importantes fueron *Dichogaster bolau* (exótica) presente en 31% de los sitios (15/48), *Phoenicodrilus taste* (nativa) con 18% (9/48), *Ramiellona sp15* (nativa) con 14% (7/48), *R. sp18* con 12% (6/48), *Dichogaster affinis* con 10% (5/48).

En el apéndice 1 se presenta la clasificación y la diagnosis de cada especie, así como su distribución geográfica en México en base en los trabajos de Fragoso, 1993, 2001; Rodríguez, 1999).

7.2. Curvas de acumulación de especies y eficiencias de los monolitos centrales y laterales

Al comparar las curvas de acumulación de especies para saber que tan efectivos fueron los monolitos centrales y laterales en la captura de especies, resultó claro que ambos métodos fueron complementarios. Si bien en la mayoría de los casos se capturaron más especies con el monolito central, el haber realizado los monolitos laterales significó incrementar entre 16 y 75% de especies (ver cuadro 2).

	Pastizal	Milpa	Ventana
VC	75	16	12.5 (1/8)
SF	16.6	33	10 (1/10)
LM	12.5	16.6	0 (0/12)
SUT	18	27	
	(2/11)	(3/11)	

Cuadro 2. Porcentajes de incremento de especies por ventana y por SUT, al incorporar los datos de los monolitos laterales.

Por lo tanto en la figura 3 se presentan las curvas de acumulación de especies juntando ambos métodos, para cada uno de los SUT's (LMMIL, LMPAS, SFMIL, SFPAS, VCMIL y VCPAS).

Las curvas indican que en general no fueron suficientes las 8 repeticiones ni los dos métodos, pues en todos los SUT's faltaron especies. Así en LMMIL de las seis especies encontradas, faltaron por encontrar dos especies; en LMPAS de las ocho especies, faltaron por encontrar tres; en SFMIL de las seis especies, faltaron tres; en SFPAS de las seis

especies, faltaron dos; en **VCMIL** de las seis especies faltaron dos; y finalmente en **VCPAS** de las cuatro especies, faltó por encontrar una especie. En promedio se tuvo una eficiencia del 65% en la captura de las especies.

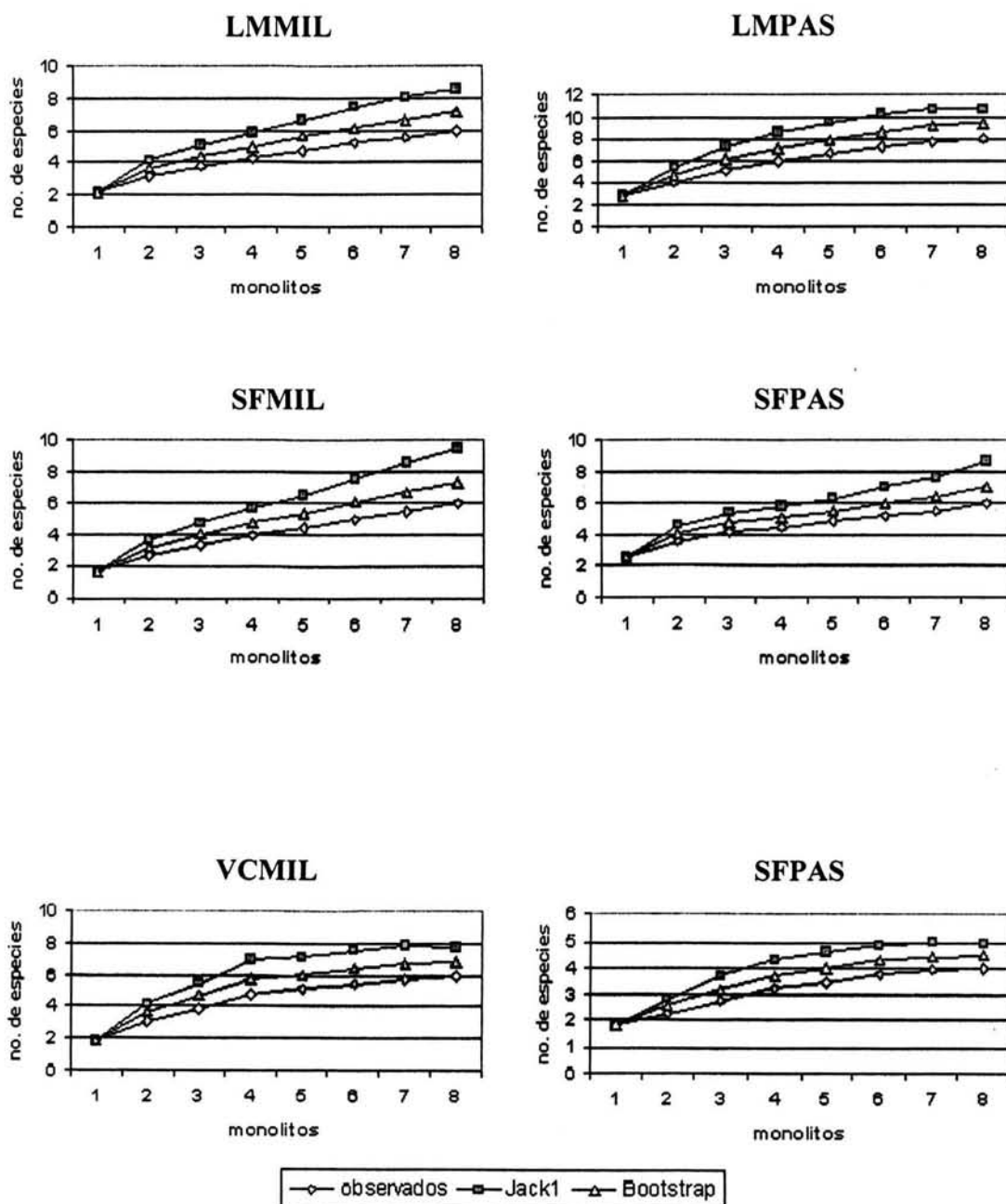


Figura 3. Curvas de acumulación de especies juntando los dos tipos de muestreo para cada sistema. Datos observados y teóricos esperados de acuerdo a los modelos de Jacknife 1 y Bootstrap.

Al juntar los sitios de las tres ventanas para cada agroecosistema (Figura 4) se observa que tanto en las milpas (11 especies) como en los pastizales (11 especies) faltaron por encontrar cuatro especies (2 nativas y 2 exóticas).

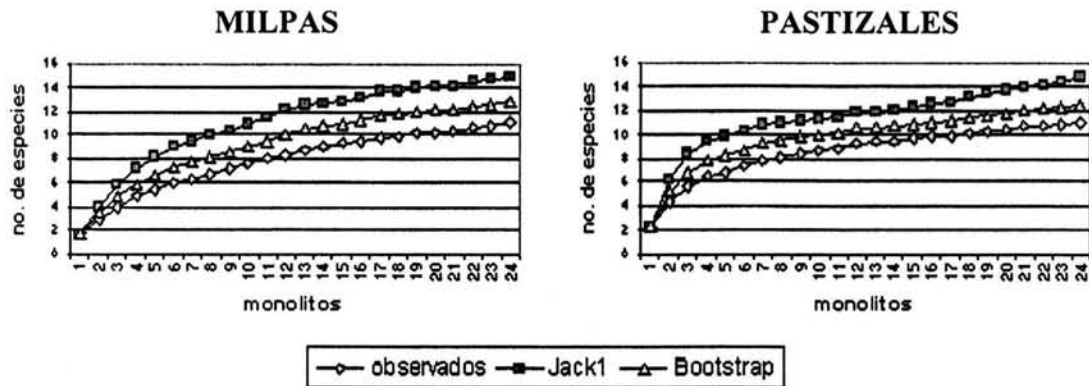


Figura 4. Curvas de acumulación de especies para el sistema milpa y pastizal. Datos observados y teóricos esperados de acuerdo a los modelos de Jackknife 1 y Bootstrap.

7.3. La comunidad de lombrices

7.3.1. Composición por origen biogeográfico

En López Mateos (LM, 75% de cubierta forestal) se observó una dominancia de especies exóticas en ambos sistemas; cuatro especies en las milpas (seis especies en total) y cinco en los pastizales (ocho especies en total).

En San Fernando (SF, 50% de cubierta forestal) el patrón se invirtió, pues las especies nativas predominaron en ambos sistemas: cuatro nativas en las milpas (seis especies en total) y cuatro en los pastizales (seis especies en total).

En el sistema milpa y en sólo esta comunidad de las tres, se encontró a la especie *Kaxdriilus parvus*, en donde los autores Frago y Rojas (1994) describieron a esta especie como endógena polihúmica sumamente rara y exclusiva de bosque no perturbados (selvas altas y bosque mesófilo), y que debido a su escasa abundancia puede llegar a extinguirse.

En las milpas de esta ventana fue el único sitio en donde se encontró a la especie *Kaxdriilus parvus*, lo que no coincide con los comentarios de Frago y Rojas (1994) quienes al describir a esta especie como endógena polihúmica, señalaron su rareza y su limitación a los bosques no perturbados (selvas altas y bosque mesófilo) así como el peligro de que llegue a extinguirse localmente.

Finalmente en Venustiano Carranza (VC, 25% de cubierta forestal) se observó una clara predominancia de las especies exóticas en ambos sistemas, incluso en los pastizales, no se encontraron especies nativas.

La distribución de especies nativas y exóticas por SUT (Sistema de Uso de Tierra: milpas y pastizales) dentro de cada ventana (LM, SF y VC) se muestra en la figura 5.

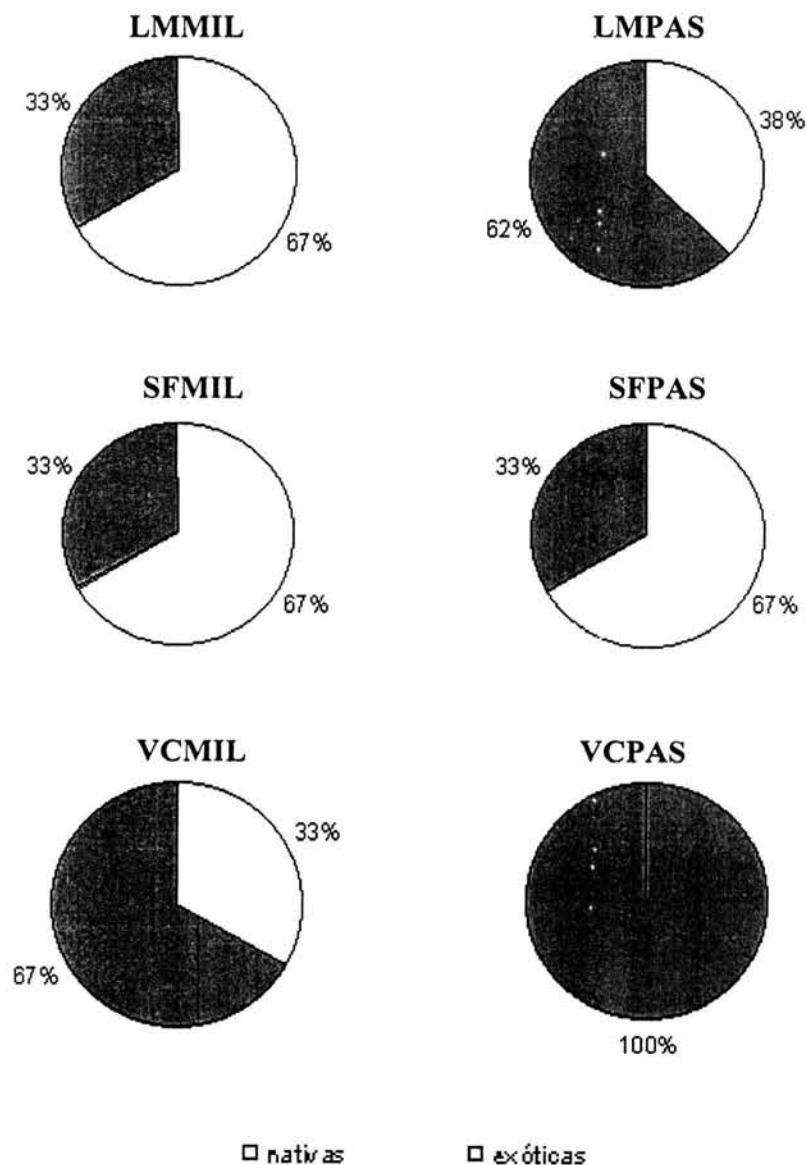


Figura 5. Predominancia de especies nativas y exóticas por sistema, indicando el porcentaje.

En cuanto a los valores de abundancia y biomasa por grupo biogeográfico, las tendencias señalan que la abundancia total de especies exóticas fue mayor en los pastizales que en las milpas, aunque no se presentaron diferencias significativas de abundancia total de especies entre SUT y ventanas (Figura 6 y 7).

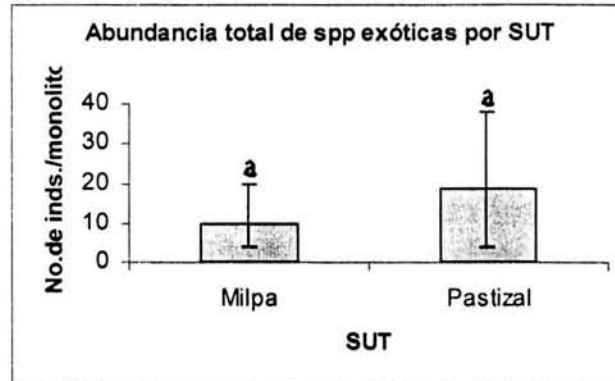


Figura 6. Abundancia total de especies exóticas por SUT (Milpa y Pastizal). Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$).

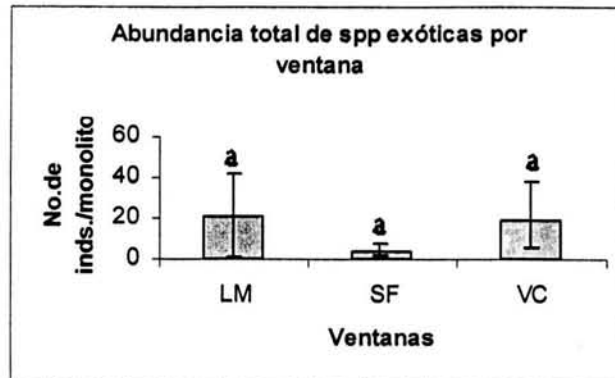


Figura 7. Abundancia total de especies exóticas por ventana (LM, SF, VC). Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$).

La abundancia total de nativas fue mayor en el sistema pastizal, pero el patrón no difirió significativamente de las milpas (Figura 8); las diferencias entre ventanas, en cambio, si fueron significativas (Figura 9) (Prueba de Tukey; $F=6.746077$, $P=0.002739$), (3 ind/m² en López Mateos, 104 ind/m² en San Fernando y 10 ind/m² en V. Carranza).

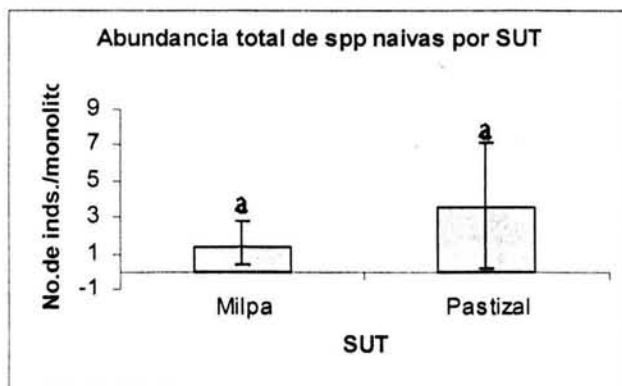


Figura 8. Abundancia total de especies nativas por SUT. Las barras indican el intervalo de confianza ($p<0.05$).

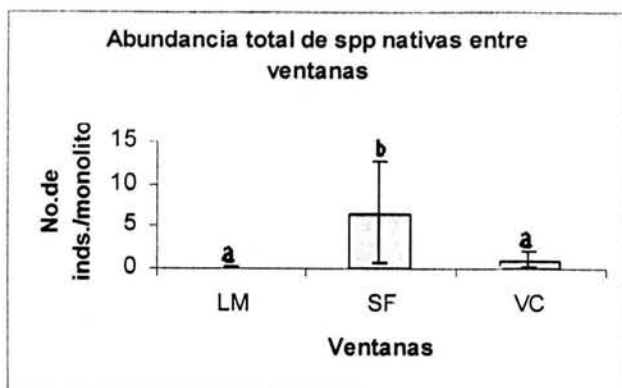


Figura 9. Abundancia total de especies nativas por ventana. Las barras indican el intervalo de confianza ($p<0.05$).

Por lo que respecta a la biomasa de las especies exóticas, no hubo diferencias significativas entre SUT y ventanas, aunque la biomasa fue mayor en pastizales que en milpas (Figuras 10 y 11)

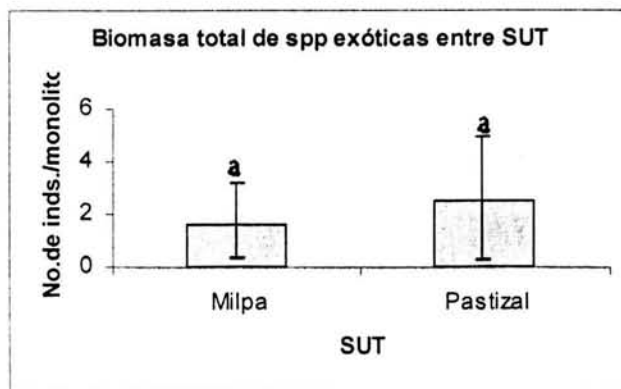


Figura 10. Biomasa total de especies exóticas por SUT. Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$).

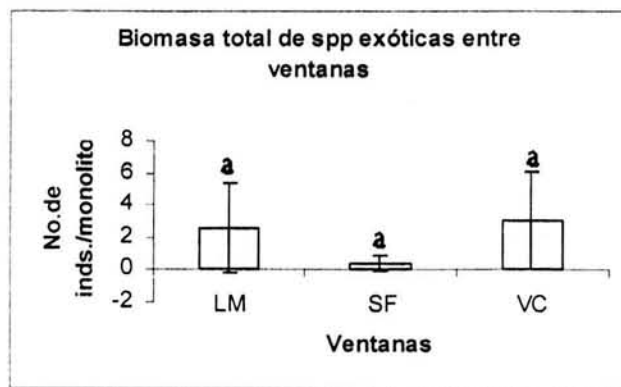


Figura 11. Biomasa total de especies exóticas por ventana. Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$).

Para la biomasa de nativas, se observó el mismo patrón que con la abundancia: mayores valores en el sistema pastizal, pero no significativamente distintos (Figura 12), y diferencias entre ventanas (Prueba de Tukey; $F=3.623162$, $P=0.034756$), (0.514 g/m^2 en López Mateos, 3.332 g/m^2 en San Fernando y 0.12 g/m^2 en V. Carranza) (Figura 13).

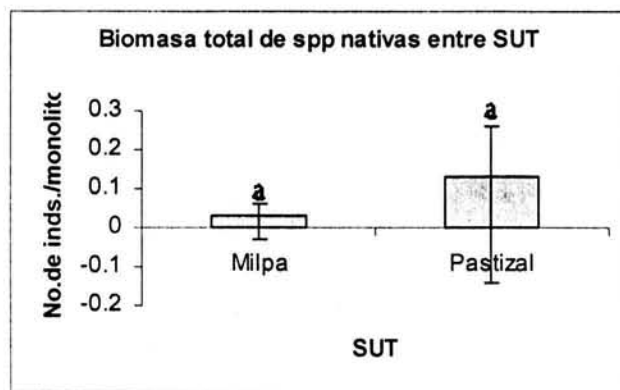


Figura 12. Biomasa total de especies nativas por SUT. Las barras indican el intervalo de confianza ($p<0.05$).

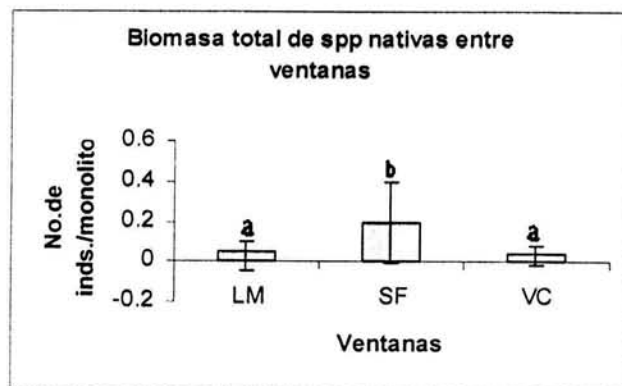


Figura 13. Biomasa total de especies nativas por ventana. Las barras indican el intervalo de confianza ($p<0.05$).

7.3.2. Abundancia y biomasa totales

La abundancia total fue mayor en pastizales que en milpas (351.33 ind/m² y 175.33 ind/m² respectivamente), sin embargo, al realizar los análisis de varianza correspondientes, no se observaron diferencias significativas tanto en milpas como en pastizales (Figura 14), ni entre ventanas (Figura 15).

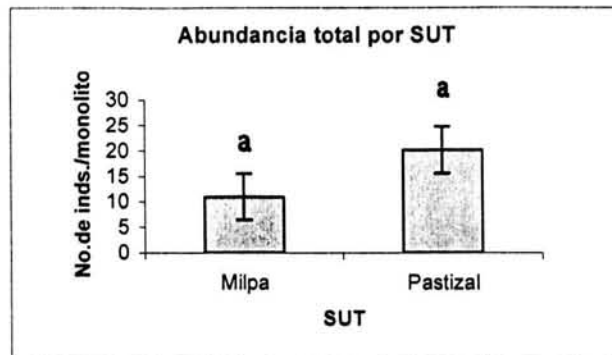


Figura 14. Abundancia total de las lombrices de tierra en milpas y pastizales. Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$).

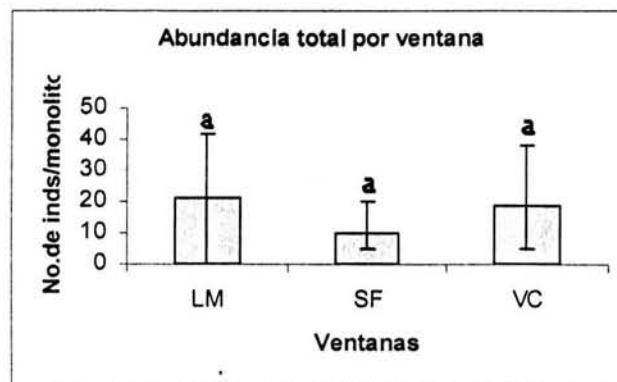


Figura 15. Abundancia total de lombrices de tierra por ventana. Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$).

En cuanto a la biomasa tampoco se observaron diferencias significativas entre SUT y ventanas, aunque los pastizales presentaron mayores valores (42.79 g/m² y 24.47 g/m² respectivamente) (Figura 16 y 17).

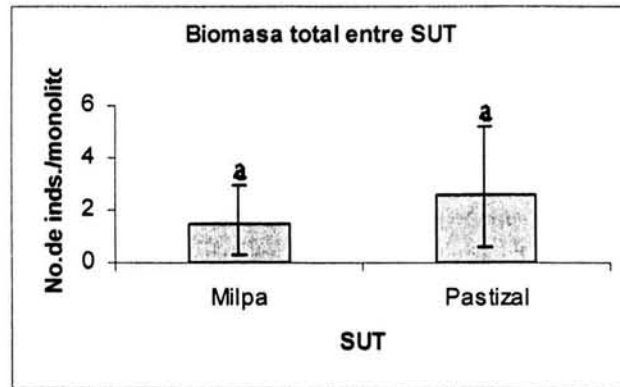


Figura 16. Biomasa total en todos los sitios por SUT. Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$)

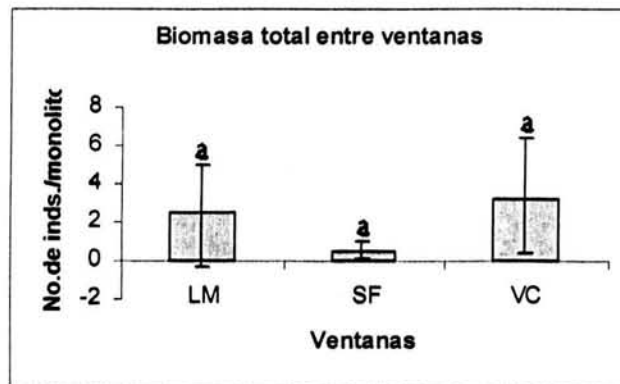


Figura 17. Biomasa total en todos los sitios por ventana. Las barras indican el intervalo de confianza ($p < 0.05$)

Al realizar los ANOVA's juntando los valores de ambos métodos de muestreo (monolitos centrales y laterales), se observa que se mantienen casi todos los patrones anteriores (incluyendo los de nativas y exóticas), pero además encontramos diferencias significativas en la abundancia de especies exóticas entre ventanas, y en la abundancia y biomasa de especies nativas entre milpas y pastizales (Cuadro 4).

	VENTANA	SUT	SITIOS
ABUNDANCIA TOTAL	F=0.65, P=0.52	F=2.77, P=0.10	F=0.922, P=0.42
BIOMASA TOTAL	F=2.84, P=0.06	F=0.50, P=0.48	F=1.653, P=0.167
ABUNDANCIA DE NATIVAS	F=10.12, P=0.0002, SF>VC=LM	F=6.18, P=0.0167, PASTIZAL>MILPA	F=11.816, P=0.0000, SFP>VCP=VCM=SFM=LMM=LMP
BIOMASA DE NATIVAS	F=7.03, P=0.002, SF<VC=LM	F=5.34, P=0.025, PASTIZAL>MILPA	F=8.798, P=0.0000, SFP>VCP=VCM=SFM=LMM=LMP
ABUNDANCIA DE EXÓTICAS	F=3.38, P=0.04, SF<VC=LM	F=0.711, P=0.41	F=1.993, P=0.073
BIOMASA DE EXÓTICAS	F=3.36, P=0.04, SF=LM, SF<VC, LM=VC	F=0.297, P=0.594	F=1.993, P=0.09

Cuadro 4. Valores de F y P obtenidos con los ANOVA's para la abundancia y biomasa integrando los dos métodos muestreo.

7.3.3. Diversidad

En el cuadro 5 se presentan los valores del índice de Simpson obtenidos de los dos métodos de muestreo, se observa que el sitio con mayor diversidad es el sistema pastizal de la ventana SF, en donde predominaron las especies nativas y estuvo ausente la especie exótica *Pontoscolex corethrurus*.

	LMMIL	LMPAS	SFMIL	SFPAS	VCMIL	VCPAS
s=	6	8	6	6	6	4
N=	1340.4	4574.4	1118	1715.8	2474.6	2777.6
l=	0.5	0.7	0.46	0.44	0.74	0.83
D _s =	0.5	0.3	0.54	0.56	0.26	0.17

Cuadro 5. Valores del índice de Simpson por sitio

En el cuadro 6 se presentan los valores d el índice de Shannon-Wiener, en donde de nuevo se observa que la comunidad más diversa es el sistema pastizal de **SF**.

	LMMIL	LMPAS	SFMIL	SFPAS	VMIL	VCPAS
S=	6	8	6	6	6	4
lns=	1.79	2.07	1.79	1.79	1.79	1.38
H'	0.9	0.6	0.979	1.0007	0.588	0.3978

Cuadro 6. Datos del índice de Shannon-Wiener por sitio

A partir de estos datos confirmamos que una comunidad puede tener una diversidad más baja aunque sea rica en especies (**LMPAS**), que una comunidad menos rica en especies pero altamente equitativa (**SFPAS**).

Al comparar las ventanas mediante el índice de Morisita-Horn (Cuadro 7), se observa que los sitios **VMIL-VCPAS** son idénticos (valor 1), lo que se debe fundamentalmente a la presencia de la exótica *P. corethrurus*. En cambio, el sitio más diferente fue el pastizal de San Fernando (**SFPAS**) (Valor 0), pues en esta comunidad no se encontró *P. corethrurus*, y hubo una fuerte influencia de las especies nativas *Ramiellona sp15* y *R. Sp18*.

LMPAS	0.9				
SFMIL	0.83	0.87			
SFPAS	0.03	0	0		
VMIL	0.91	0.99	0.87	0	
VCPAS	0.91	0.98	0.86	0	1
	LMMIL	LMPAS	SFMIL	SFPAS	VMIL

Cuadro 7. Similitud de los sitios de estudio con base al índice de Morisita.

7.3.4. Estructura funcional por categoría ecológica

De las 13 especies encontradas, 10 fueron endógeas polihúmicas, 2 epigeas y 1 endógea mesohúmica. Si bien en la cantidad de especies dominan las endógeas polihúmicas, en el porcentaje de abundancia predominan las endógeas mesohúmicas, debido a la dominancia de *P. corethrurus* (Cuadro 8).

Especie	Categoría ecológica	% de abundancia					
		LMMIL	LMPAS	SFMIL	SFPAS	VCML	VCPAS
<i>Drawida bahamensis</i>	endógea polihúmica		0				
<i>Dichogaster affinis</i>			13			1	
<i>Dichogaster bolau</i>		28	3	1	1	3	3
<i>Dichogaster saliens</i>		1				3	2
<i>Periscolex brachycystis</i>		1	2		2		3
<i>Diplotrema sp1</i>			0			6	
<i>Kaxdrilus parvus</i>				6			
<i>Lavellodrilus parvus</i>				29			
<i>Phoenicodrillus taste</i>			0	0	5	1	
<i>Ramiellona sp15</i>					35		
Total de endógeas polihúmicas		30	18	36	43	14	8
<i>Pontoscolex corethrurus</i>	endógea mesohúmica	65	82	63		86	92
Total de endógeas mesohúmicas		65	82	63	0	86	92
<i>Kaxdrilus sylvicola</i>	epigea	3		1	1		
<i>Ramiellona sp18</i>		2	0		56		
Total de epigeas		5	0	1	57	0	0
TOTAL		100	100	100	100	100	100

Cuadro 8. Porcentaje de abundancia de las categorías ecológicas por ventana y sistema de uso de tierra.

La figura 18 muestra un resumen de los datos del cuadro anterior, en donde se puede apreciar con mayor claridad del dominio de las especies endógeas polihúmicas.

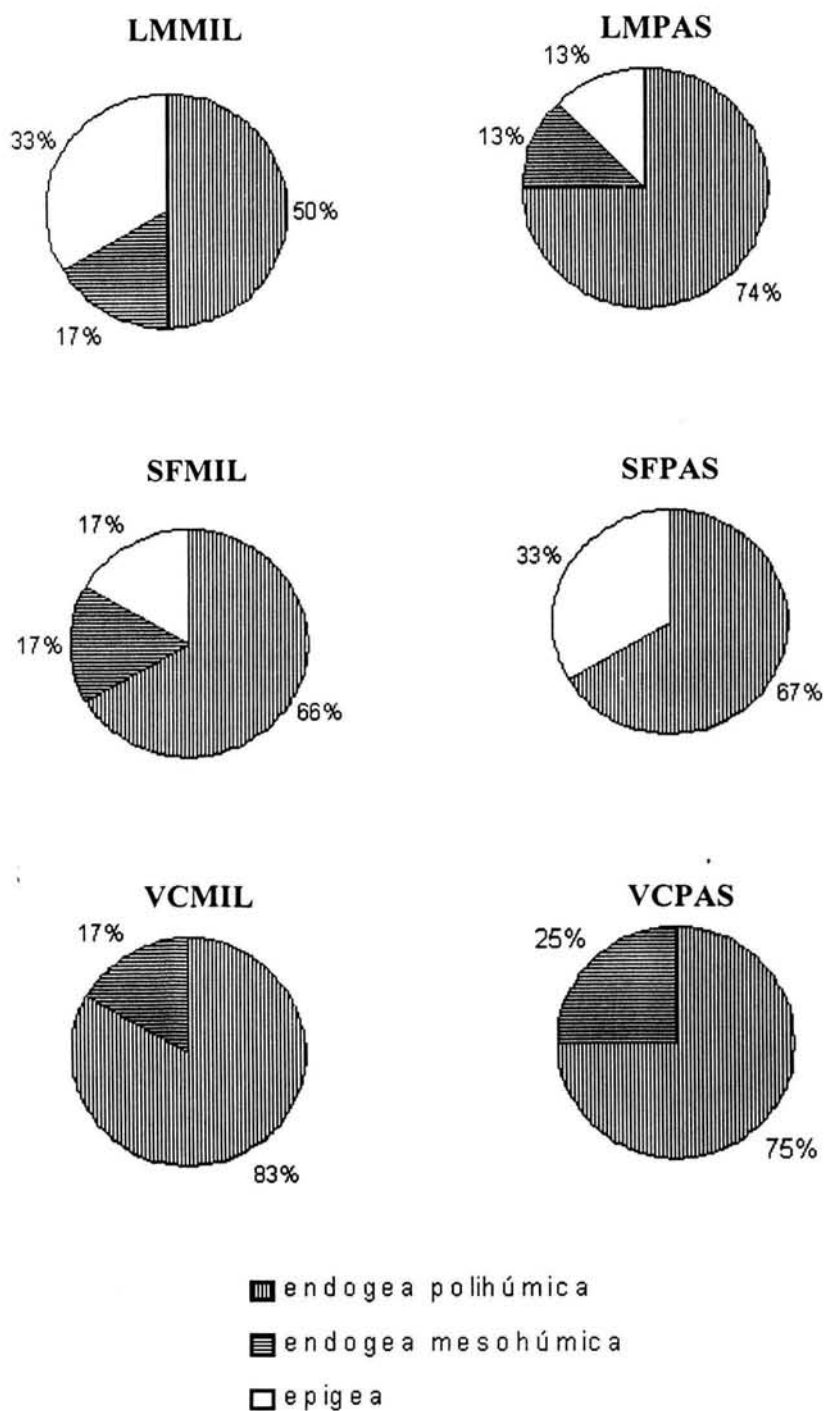


Figura 18. Proporción de especies por categoría ecológica encontradas en los sitios.

La figura 19 muestra repartición por categorías ecológicas, pero comparando a nivel de SUT's, y en donde de nuevo se observa el predominio de las especies endógeas polihúmicas.

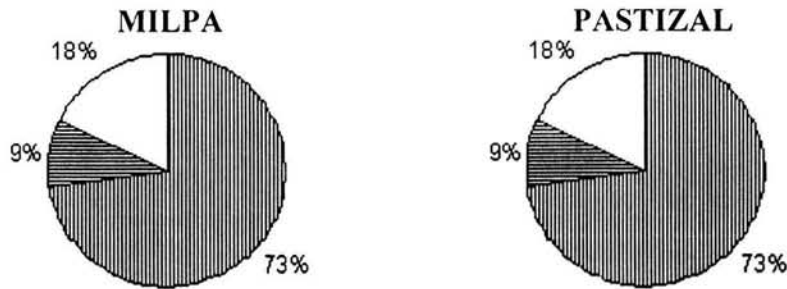


Figura 19. Proporción de especies por categoría ecológica en cada uno de los SUT's.

7.3. 5. Similitud entre los sitios

La similitud entre cada uno de los sitios de milpas y pastizales de las tres ventanas (48 sitios) fue calculada con el índice de similitud de Kulczynski; con la matriz de asociación así obtenida se calculó la aglomeración jerárquica (UPGMA programa PATN). Se puede observar que estos sitios se separan en dos grandes grupos: en el primero se incluyen 36 sitios principalmente de López Mateos y Venustiano Carranza (75% de todos los puntos) y se caracterizan por presentar todos ellos a la especie exótica *Pontoscolex corethrurus*. El segundo grupo incluyó solamente 12 sitios, casi todos de San Fernando y la agrupación se dio por la presencia de las especies nativas *Ramiellona sp15*, *R. sp18* y *Phoenicodrilus taste* con el 50%. El dendograma resultante se muestra en la figura 20.

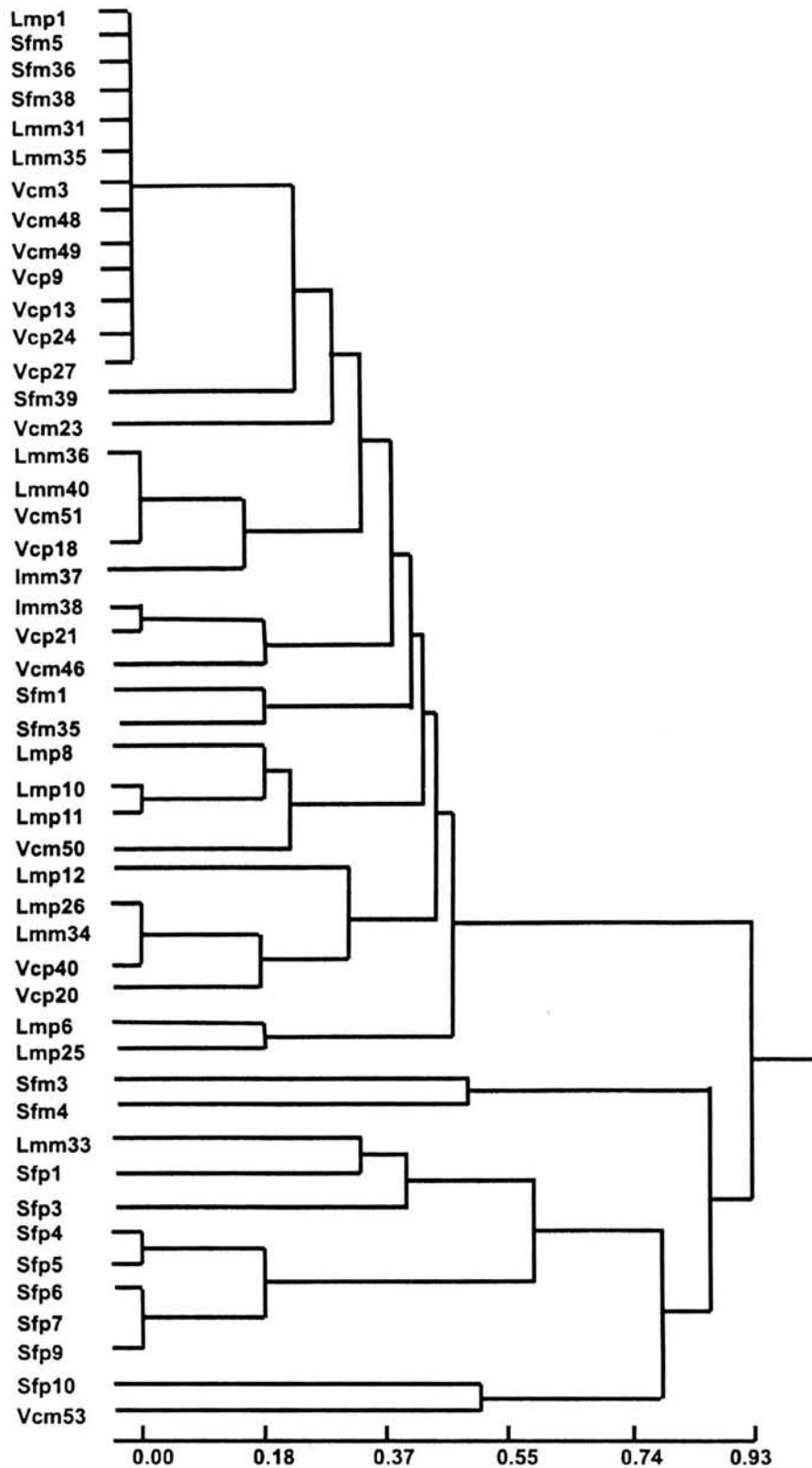


Figura 20. Dendrograma de similitud basado en el índice de asociación de Kulczynski

7.4. Impacto del manejo

Como parte de esta investigación se realizaron entrevistas a los propietarios de las tierras sobre el uso del suelo, su historia, prácticas de manejo, uso de insumos externos (pesticidas, fertilizantes, y otros químicos), tiempo de disturbio, y otros aspectos socio-culturales.

En general, encontramos que las tres ventanas fueron deforestadas aproximadamente hace 30 años, y en cuanto al uso de insumos externos, parece ser que en las milpas hay aplicación de químicos (excepto en dos parcelas de **SF**); que en los pastizales de **LM** y **VC**, en casi todas las parcelas se utilizan insumos externos, y en el caso de **SF** no se usan químicos, y además en esta ventana podemos observar que los campesinos utilizan prácticas de manejo que mantienen todo el tiempo cobertura vegetal (policultivos perennes).

Otras variables como la intensidad de perturbación por parte del ganado podrían explicar los patrones encontrados, sin embargo, se necesitan datos más precisos para llevar a cabo esta investigación.

8. DISCUSIÓN

8.1. Patrones de las comunidades de lombrices de tierra

8.1.1. Diversidad

En general, para ambos sistemas de uso de tierra encontramos el mismo número de especies (once especies) y para cada sitio seis especies en promedio, esto indica una alta riqueza de especies, pues Brown (2004) considera que cuando aparecen 6-7 especies en sistemas perturbados corresponden a una alta riqueza de lombrices de tierra. Por otra parte, Fragoso (2001) señala que los ambientes perturbados con mayor cantidad de especies son los pastizales, sin embargo, en este estudio encontramos que tanto milpas como pastizales tienen el mismo número de especies.

Por medio del índice de Simpson y de Shannon-Wiener observamos que **SF** presentó la mayor diversidad, tanto en los pastizales ($D_s=0.56$; $H'=1.0007$) como en las milpas ($D_s=0.54$; $H'=0.979$); es importante señalar que en el sistema pastizal no hubo presencia de la especie exótica *Pontoscolex corethrurus*, y es en donde se presentó la mayor diversidad; según Fragoso *et al.* (1999) señalan que esta especie cuando aparece en la comunidad de lombrices de tierra, se vuelve dominante, causando decremento en la equitatividad y disminución en la diversidad. Además, en este mismo sistema, por medio de entrevistas que se realizaron a los campesinos sobre el uso de insumos externos (Bennack, com. pers.), se observó que en las parcelas no se han aplicado químicos, esto corresponde con lo que dice Ortiz (2000) sobre la diversidad, que está inversamente relacionada con el

grado de intensificación agrícola. En cuanto a las milpas de **SF**, que también presentaron una alta diversidad, observamos que pertenecen al tipo de policultivos perennes (con cobertura verde todo el año), esto corresponde con Fragoso *et al.* (1999), los cuales señalan que este tipo de cultivos pueden conservar especies del ecosistema, y además proveer nichos para las especies exóticas.

8.1.2. Composición por origen biogeográfico

En general, tanto en las milpas como en los pastizales se encontró una alta heterogeneidad en términos de dominancia de especies exóticas y nativas, pues en el ejido **LM** (75% de cubierta forestal) se observó una predominancia de especies exóticas en ambos sistemas; en **SF** (50% de cubierta forestal) el patrón se invirtió, pues se encontró una dominancia de especies nativas en ambos sistemas, y en **VC** (25% de cubierta forestal) se observó una clara predominancia de especies exóticas en ambos sistemas, incluso en los pastizales no se presentaron especies nativas. Fragoso *et al.* (1999) han encontrado este patrón de alta heterogeneidad, pero solo en los pastizales, pues en las milpas, generalmente se caracterizan por mantener una baja riqueza de especies nativas. Sin embargo, en este estudio, las milpas de **SF** presentaron alta riqueza de especies nativas (4 especies), posiblemente por mantener prácticas de manejo con pocos insumos externos, pues Arteaga (1992) menciona que las especies nativas pueden mantenerse bajo prácticas agrícolas con pocos insumos.

Por otra parte, los sitios en donde se utilizan más insumos externos son en **LM** y **VC**, y son en donde se presentan la mayor cantidad de especies exóticas, este patrón lo señalan Fragoso (1993), Lavelle *et al.* (1981) y Gómez (1993), pues han encontrado que en las prácticas agrícolas con altas entradas de insumos externos (en combinación con el tiempo de perturbación) incrementa la cantidad de especies exóticas.

En cuanto a la biomasa y abundancia tanto de especies exóticas como de nativas, encontramos el mismo patrón, pues para el caso de las exóticas los pastizales presentaron mayores valores que en las milpas, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre SUT's ni entre ventanas. En las nativas se observó que también hubieron mayores valores en los pastizales que en las milpas, pero tampoco presentaron diferencias significativas, pero si entre ventanas, en donde **SF** presenta los mayores valores de abundancia y biomasa de las especies nativas, esto se debe posiblemente a las prácticas de manejo que se observan en este ejido.

Fragoso *et al.* (1999) señalan que los pastizales presentan los valores más altos de abundancia y biomasa en comparación con las milpas, esto se observó en este estudio, sin embargo, no se presentaron diferencias significativas.

En las milpas del ejido **SF** se presentó la especie nativa *Kaxdrilus parvus*, Fragoso y Rojas (1994) describieron a esta especie como sumamente rara y exclusiva a sistemas no perturbados, lo cual señala en este estudio, que tiene una mayor tolerancia de la supuesta por estos autores.

Por otra parte, la presencia de la especie nativa *Diplostrema spl* en los pastizales de LM y VC, y no en la selva natural (Camarena, com. pers.), se debe posiblemente a las adaptaciones obtenidas en el pasado de esta especie, cuando las sabanas tropicales eran un ambiente más común en el sureste mexicano (Toledo, 1976).

8.1.3. Abundancia y Biomasa

Los valores totales de abundancia y biomasa fueron mayores en los pastizales que en las milpas, sin embargo, al realizar los análisis de varianza no se observaron diferencias significativas entre SUT's y ventanas.

Para el caso de las milpas la abundancia que se presentó fue de 175 ind/m² y para los pastizales 351.33 ind/m². Estos valores correspondieron con los que presentan algunos autores: Lee (1985) señala que existe un intervalo que va desde 10 a varios cientos de ind/m²; Edwards y Bohlen (1996) muestran un intervalo de 1 hasta 2000 ind/m², y señalan que para el caso específico de las milpas el valor promedio es de 123.0 ind/m² y para los pastizales es de 551.76 ind/m²; Lavelle y Spain (2001) presentan un intervalo de 100 a 500 ind/m². Por otra parte, en un estudio realizado por Fragoso (2001) se presentan valores más bajos, pues para los pastizales mostró 177 ind/m² en promedio, y en las milpas 86 ind/m².

En cuanto a los valores de la biomasa, las milpas presentaron 19.31 g/m² y los pastizales 35.11 g/m², los cuales son bajos en comparación con los valores que han presentado Edwards y Boleen (1996), pues muestran que las milpas presentan un valor de 32.89 g/m² y los pastizales 126.5 g/m², y Lavelle y Spain (2001) señalan un intervalo de 30 a 100 g/m². Estos autores toman en cuenta tanto los ambientes fríos a templados como los tropicales; un patrón a una escala geográfica mundial describe un claro gradiente termolatitudinal en la biomasa, pues incrementa en ambientes fríos a templados, y baja hacia latitudes tropicales (Edwards y Boleen, 1996; Lavelle, 1983; Lee, 1985) esto podría explicar los valores bajos encontrados en este estudio.

Por otra parte, en un estudio de Fragoso (2001) más particular en México, presenta valores de biomasa muy similares a los de este estudio, pues para milpas muestra un valor promedio de 19 g/m², y para los pastizales 26 g/m².

8.1.4. Estructura funcional por categoría ecológica

La mayoría de las especies pertenecieron a la categoría ecológica de las endógeas polihúmicas y mesohúmicas. Esto coincide con los patrones presentados por algunos autores: Lavelle (1983) menciona que en la estructura funcional influye el gradiente latitudinal, en regiones tropicales hay un predominio por parte de las especies endógeas; y Fragoso *et al.* (1995) señalan que el grupo de las endógeas es un componente natural de las comunidades de lombrices de tierra en México.

Por otra parte, Jiménez *et al.* (1998) y Fragoso *et al.* (1999) observan que esta categoría predomina en los pastizales neotropicales; y Barois *et al.* (1988) mencionan que el efecto del manejo agrícola es menor sobre las endógeas, que inclusive se pueden

beneficiar por el incremento de la fertilidad y productividad de los pastizales. Las especies endógeas-polihúmicas, generalmente son oportunistas en colonizar un sitio después de una perturbación, ya que se pierden condiciones favorables para la supervivencia de las otras dos categorías ecológicas (epigeas y anécicas).

Fragoso *et al.* (1999) indican que cuando la vegetación natural es substituida por agroecosistemas podría haber un cambio en la reducción del número de categorías ecológicas, y además conlleva a la pérdida de la mayoría de las especies epigeas nativas (Fragoso *et al.*, 1992). Sin embargo, en este estudio se presentaron dos especies nativas dentro de la categoría de las epigeas (aquellas que viven y se alimentan de la hojarasca), posiblemente esto se debe, a que en **SF** mantienen prácticas agrícolas como los policultivos perennes que suministran alimento a estas especies y a que casi no hay suministro de químicos a las parcelas.

Las especies endógeas usualmente son oportunistas para invadir un sitio después de una perturbación, pues los cambios de las condiciones ambientales

8.1.5. Similitud entre los sitios

Para comparar la diversidad de las comunidades de lombrices de tierra en este estudio, se utilizó el índice de Morisita-Horn, el cual nos indicó que los sitios **VCMIL** y **VCPAS** son idénticos debido a la presencia de la especie exótica *P. corethrurus*. En cambio, otra vez vuelve a distinguirse **SF** en el sistema pastizal, pues presenta la comunidad más diferente en términos de diversidad, debido a que no se presentó *P. corethrurus* y hubo una fuerte influencia de las especies nativas, tal como *Ramiellona sp15* y *R. Sp18*.

Por otra parte, para conocer la similitud entre los sitios se realizó un análisis de agrupación con el índice de asociación de Kulczynski, el cual nos indicó que los sitios se conformaron por dos grupos: el primero incluyó 36 sitios principalmente de **LM** y **VC**, presentando todos ellos a la especie exótica *P. corethrurus*; el segundo comprendió 12 sitios, casi todos de **SF**, y la agrupación se dio por la presencia de las especies nativas *R. sp15*, *R. sp18* y *P. taste*.

Es cada vez más claro, que **SF** es muy diferente en comparación con los otros ejidos, posiblemente influyen las prácticas de manejo agrícola que utilizan pocos insumos externos y que mantienen cobertura vegetal (policultivo perennes).

8.1.6. Comprobación de las hipótesis planteadas

Por los patrones que se presentan y los resultados obtenidos en este estudio, retomamos las hipótesis planteadas, aceptando lo siguiente:

Hipótesis en el ámbito de comunidades:

La hipótesis 4.1.1. que dice: **los pastizales en comparación con las milpas presentarán una mayor biomasa, abundancia, número de especies y cantidad de especies nativas**, se acepta parcialmente, ya que al comparar pastizales y milpas los valores de abundancia y biomasa fueron mayores en los pastizales (aunque no presentaron diferencias significativas). Por otra parte, en el número total de especies y de especies nativas, está hipótesis no se acepta, pues para ambos sistemas se presentó el mismo número de especies, e incluso en milpas se hubo una especie nativa más.

La hipótesis 4.1.2. que dice: **en los agroecosistemas predominarán las especies endógeas-geófagas**, se acepta, debido a que este grupo predominó con el 82% en ambos sistemas, sin embargo, también hubo presencia de la categoría ecológica de las epigeas.

La hipótesis 4.1.3. que dice: **el número de especies nativas y la abundancia total de las lombrices de tierra estará inversamente relacionada con el grado de intensificación agrícola**, se acepta, pues de los tres ejidos, el que presenta menor grado de intensificación es SF, y es en donde hubo una mayor presencia de especies nativas y abundancia total de lombrices de tierra.

La hipótesis 4.1.4. que dice: **la especie exótica dominante será *Pontoxcolex corethrurus***, se acepta, pues esta especie destacó en todos los sitios (excepto en SFPAS).

Hipótesis al nivel de paisaje:

La hipótesis 4.2.1. que dice: **a mayor deforestación habrá menos especies nativas en ambos agroecosistemas**, se acepta, pues el ejido VC (25% de cubierta forestal), aquel que presentó el mayor grado de deforestación, es en donde se encontró el menor número de especies nativas. No obstante, se esperaba que en LM (75% de cubierta forestal) en donde se mostró una menor deforestación, hubieran una mayor cantidad de especies nativas, sin embargo, fue en SF (50% de cubierta forestal) en donde se encontró el mayor número.

9. CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos en este estudio podemos concluir los siguientes puntos:

1. Ambos métodos de muestreo (monolitos centrales y laterales) son complementarios para analizar la composición y diversidad de las comunidades de lombrices de tierra.
2. En las milpas como en los pastizales encontramos el mismo número de especies y seis en promedio por sitio, por lo tanto, podemos inferir que ambos agroecosistemas son muy similares en términos de riqueza de especies.

3. La presencia de especies nativas podría influir en la diversidad de una comunidad. Por ejemplo, en ambos sistemas de uso de tierra de SF se presentaron el mayor número de especies nativas, y es en donde se encontraron la mayor diversidad.
4. La mayor riqueza, diversidad, número de categorías ecológicas, y abundancia y biomasa de especies nativas, se presentó en aquellos sitios en donde se realizan prácticas agrícolas de baja entrada de insumos externos (pesticidas, fertilizantes, etc.) y que mantienen cobertura vegetal (policultivos perennes). Por ejemplo, en ambos agroecosistemas de SF.
5. La ausencia de la especie exótica *Pontoscolex corethrurus* en la comunidad de lombrices, promueve una mayor diversidad, pues cuando aparece se vuelve dominante, causando iniquidad, y por lo tanto disminuye la diversidad.
6. Los pastizales presentan valores de abundancia y biomasa más altos que las milpas, ya que muchas veces las lombrices son beneficiadas por la productividad e incremento en la fertilidad de los pastizales.
7. Tanto en las milpas como en los pastizales predominaron las especies endógeas polihúmicas.
8. Por la naturaleza y orígenes biogeográficos de las comunidades de lombrices de tierra en México, podría haber un menor impacto en la pérdida del número de categorías ecológicas por la perturbación provocada por los agroecosistemas, pues en México dominan las especies endógeas.
9. Las prácticas de manejo agrícola que mantienen cobertura vegetal y con baja entrada de insumos externos mantienen al grupo de las especies epigeas.
10. El tipo de prácticas agrícolas es más determinante que el grado de deforestación en milpas y pastizales en la composición y diversidad de especies de lombrices de tierra.

10. LITERATURA CITADA

- ANDERSON, A.B. 1990. Deforestation in Amazonia: Dynamics, Causes, and Alternatives. *En: Anderson, A.B. (ed.). Alternatives to Deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon Rain Forest.* Pp. 3-23. Ed. Columbia University Press.
- ARTEAGA, C. 1992. Sistemática y ecología de las lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) de la cuenca baja del río Pánuco. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias biológicas. Universidad del noreste. Tampico, Tamaulipas. México. Pp 64.
- BARLEY, K. 1961. The abundance of earthworms in agricultural land and their possible significance in agriculture. *Advances in Agronomy.* Vol. 13.
- BAROIS, I., P. LAVELLE, M. BROSSARD, J. TONDOH, M. MARTÍNEZ, J.P. ROSSI, B.K. SENAPATI, A. ANGELES, C. FRAGOSO, J.J. JIMENEZ, T. DECAËNS, C. LATTAUD, J. KANYONYO, E. BLANCHART, L. CHAPUIS, G.G. BROWN, y A. MORENO. 1999. Ecology of Earthworm Species with Large Environmental Tolerance and/or Extended Distributions. *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems.* in: P. Lavelle, L. Brussaard and P. Hendrix. CABI Publishing 3:57-85.

- BARRERA-BASSOLS, N. y ZINCK, J.A. 2003. Ethnopedology: a worldwide view on the soil knowledge of local people. *Geoderma* 111: 171-195.
- BARROS, E., B. PASHANASI, R. CONSTANTINO, y P. LAVELLE. 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biol Fertil Soils* 35:338-347.
- BEARE, M., D.C. COLEMAN, D.S. CROSLY, P.H. HENDRIX y E.P. ODUM. 1995. A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. Pp. 5-22. *En*: Collings, Robertson, Klug (eds.). *The significance and Regulation of Soil Biodiversity*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- BELBIN, L., D.P. FAITH y P.R. MINCHIN. 1984. Some algorithms contained in the Numerical Taxonomy Package PATN. CSIRO Division of Water and Land Resources Technical Memorandum – 84/23.
- BIODIVERSIDAD. Perspectivas del medio ambiente. [WWWdocument]. http://redescolar.ilce.edu.mx/redescolar/proyectos/prodigios_naturaleza/Biodiversidad.ad.rtf
- BROWER, J.E., J.H. ZAR, y C.N. VON ENDE. 1990. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Third Edition. Wm. C. Brown Publishers. United States of America.
- BROWN, G.G., C. FRAGOSO, I. BAROIS, P. ROJAS, J. PATRÓN, J. BUENO, A. MORENO, P. LAVELLE, V. ORDAZ y C. RODRÍGUEZ. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* Número especial 1: 79-110.
- BROWN, G.G., A.G. MORENO, I. BAROIS, C. FRAGOSO, P. ROJAS, HERNÁNDEZ, y J.C. PATRÓN. 2004. Soil macrofauna in SE Mexican pastures and the effect of conversion from native to introduced pastures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 313-327.
- BRUSSAARD, L., V.M. BEHAN-PELLETIER, D.E. BIGNELL, V.K. BROWN, W. DIDDEN, P. FOLGARAIT, C. FRAGOSO, D. WALL, V.S. VADAKATTY, T. HATTORI, D. HAWKSWORTH, C. KLOPATEK, P. LAVELLE, D. MALLOCH, J. RUSEK, B. SÖDERSTROÖM, J. TIEDJE y R. VIRGINIA. 1997. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil. *Ambio*. Vol. 26 No.8, Dec.
- BRUSSAARD, L. 1998. Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes. *Applied Soil Ecology* 9: 123-135.
- CHAN, K.Y. 2001. An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. *Soil & Tillage Research* 57: 179-191.
- COPLEY, J. 2000. Ecology goes underground. *Nature*. Vol. 406.
- DECAËNS, T., P. LAVELLE, G. ESCOBAR, J. JIMÉNEZ, J. y G. RIPPSTEIN. 1995. Impact of land-use practices on soil macroinvertebrate communities in the eastern llanos of Columbia. *European Journal of Soil Biology* 30, 157-168.
- DECAËNS, T., J.J. JIMÉNEZ, E. BARROS, A. CHAUVEL, E. BLANCHART, C. FRAGOSO, y P. LAVELLE. 2004. Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 301-312.
- DIRZO, R. Y GARCIA, M. 1992. Rates of Deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical Area in Southeast Mexico. *Conservation Biology*. Vol 6, No. 1.

- DIRZO, R..1997. Introducción General. *En: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). Historia Natural de Los Tuxtlas.* UNAM-CONABIO. México.
- EDWARDS, C.A. y J.R. Lofty. 1997. *Biology of Earthworms.* 2nd edition, Chapman y Hall, London, UK. 333 pp.
- EDWARDS, C.A. y P.J. Bohlen. 1996. *Biology and Ecology of Earthworms.* 3rd edition. Chapman y Hall, London, UK. 419 pp.
- EDWARDS, C.A. y P.J. Bohlen, D.R. Linden y S. Subler. 1995. Earthworms in Agroecosystems. Pp 185-213. *En: Paul Hendrix (ed.). Earthworm ecology and biogeography in North America.* Lewis publishers, United States of America.
- EISEN, G. 1900. Researches in American Oligochaeta, with especial reference to those of the Pacific coast and adjacent islands. *Proceedings of the California Academy of Sciences, 3rd Series, Zoology 2,* 85-276.
- ELDRIDGE, N. 2001. La Sexta Extinción. *ActionBioscience.org* 6. [WWWdocument]
URL <http://actionbioscience.org/esp/newfrontiers/eldredge2.html>
- EMMERLING, C. 2001. Response of earthworm communities to different types of soil tillage. *Applied Soil Ecology* 17: 91-96.
- ERWIN, T. L. 1988. The tropical forest canopy: the heart of biotic diversity. Pages 123-129 in E. O. Wilson, editor. *Biodiversity.* National Academy Press, Washington, D.C.
- FRAGOSO, 1985. *Ecología general de las lombrices terrestres (Oligochaeta: Annelida) de la región Boca de Chajul, Selva Lacandona, Estado de Chiapas.* Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, México. 133 pp.
- FRAGOSO, C. y LAVELLE, P. 1987. The earthworm community of a mexican tropical rain forest (Chajul, Chiapas). Pp. 281-295. In: P. Omodeo (Ed): *On Earthworms. Selected Symposia and Monographs U.Z.I., 2,* Mucchi, Modena.
- FRAGOSO, C. 1990. Las lombrices de tierra (Oligochaeta, Annelida) de la Península de Yucatán. Pp. 151-154. In: J.G.Robinson, y D.Navarro (eds): *Diversidad Biológica en Sian Ka'an, Quintana Roo, México.* Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Program for studies in tropical conservation. University of Florida.
- FRAGOSO, C. 1992. Las lombrices terrestres de la Selva Lacandona: sistemática, ecología y potencial práctico. *In: Vásquez-Sánchez, M. A. y M. A. Ramos (eds.). Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su Conservación.* Publ. Esp. Ecosfera 1:101-118.
- FRAGOSO, C. y LAVELLE, P. 1992. Earthworm communities of tropical rain forests.. *Soil Biol. Biochem.* 24(12):1397-1408.
- FRAGOSO, C., GONZALEZ, I. BAROIS, C y J.C. PATRON. 1993. Relationship between earthworms and soil organic matter levels in natural and managed ecosystems in the Mexican tropics. *Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture.* A Wiley-Sayce Co-Publication.
- FRAGOSO, C. y ROJAS, P. 1994. Earthworms from southeastern Mexico. New acanthodriline genera and species (Megascolecidae, Oligochaeta). *Megadrilologica.* 6(1): 1-12.
- FRAGOSO, C. y ROJAS, P. 1994. Soil Biodiversity and Land Management in the Tropics. The Case of Ants and Earthworms. *The international society of soil science and the Mexican society of soil science.* INEGI and CAN.
- FRAGOSO, C., JAMES. S. y BORGES. S. 1995. Native Earthworms of the North Neotropical Region: Current Status and Controversies. Pp. 66-114. *En: Paul Hendrix*

- (ed.). *Earthworm ecology and biogeography in North America*. Lewis Publishers, United States of America.
- FRAGOSO, C. 1997. Annelida (Oligochaeta). Pp: 395-399. *En*: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM-CONABIO. México.
- FRAGOSO, C., G.G. BROWN, J.C. PATRÓN, E. BLANCHART, P. LAVELLE, B. PASHANASI, B. SENAPATI y T. KUMAR. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of earthworms. *Applied Soil Ecology* 6: 17-35.
- FRAGOSO, C. . 1999. The role of soil macrofauna in the paradigm of tropical soil fertility: some research imperatives. Sociedad Brasileira de Ciencia do Solo. Universidad Federal de Lavras. Departamento de Ciencia do Solo. LAVRAS – MG.
- FRAGOSO, C., J. KANYONYO, A. MORENO, B. SENAPATI, E. BLANCHART y C. RODRÍGUEZ. 1999b. A Survey of Tropical Earthworms: Taxonomy, Biogeography and Environmental Plasticity. Pp. 1-26. *En*: P. Lavelle, L. Brussaard y P. Hendrix (eds.). *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. CAB International. Wallingford.
- FRAGOSO, C., P. LAVELLE, E. BLANCHART, B.K. SENAPATI, J.J. JIMÉNEZ, M.A. MARTÍNEZ, T. DECÄENS y J. TONDOH. 1999a. Earthworm Communities of Tropical Agroecosystems: Origin, Structure and Influence of Management Practices. Pp. 27-55. *En*: P. Lavelle, L. Brussaard y P. Hendrix (eds.). *Earthworm management in tropical agroecosystems*. CAB International, Wallingford.
- FRAGOSO, C. 2001. Las lombrices de tierra de México (Annelida, Oligochaeta): Diversidad, Ecología y Manejo. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* Número especial 1:131-171.
- FRAGOSO, C. *et al.* 2001. La importancia de la biota edáfica en México. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* Número especial 1: 1-10.
- FRAGOSO, C., G. BROWN, y A. FEIJOO. 2003. The influence of Gilberto Righi on tropical earthworm taxonomy: the value of a full-time taxonomist. *Pedobiologia* 47: 400-404.
- FRAGOSO, C. 2003. Las comunidades de lombrices de tierra de selvas tropicales y su papel en la descomposición de la hojarasca. *En*: Alvarez-Sánchez J. y Naranjo García E. (Eds.). *Ecología del suelo en la selva tropical húmeda de México*. Instituto de Ecología, A.C., Instituto de Biología y Facultad de Ciencias, UNAM. Xalapa, México. Pp 185-196.
- GARCIA, E. 1978. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía. UNAM. México, D.F., 246 pp.
- GARCIA, J. y FRAGOSO, C. 2002. Growth, reproduction and activity of earthworms in degraded and amended tropical open mined soils: laboratory assays. *Applied Soil Ecology* 20: 43-56.
- GARCIA, J. y FRAGOSO, C. 2003. Influence of different food substrates on growth and reproduction of two tropical earthworm species (*Pontoscolex corethrurus* y *Amyntas corticis*). *Pedobiologia* 47: 754-763.
- GATES, G.E. 1982. Farewell to North American megadriles. *Megadrilogica* 4, 12-77.
- GEIST, H. y LAMBIN, E. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*. Vol. 52, No. 2.
- GILLER, K. E., BEARE, M. H., LAVELLE. P., IZAC., A. M. N. y SWIFT. M. J. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* 6: 3-16.

- GÓMEZ-POMPA, A. y KAUS, A. 1990. Traditional Management of Tropical Forests in México. *En: Anderson, A.B. (ed.). Alternatives to Deforestation: Steps toward sustainable use of the Amazon Rain Forest.* Pp. 45-64. Ed. Columbia University Press.
- GOMEZ-POMPA, A. 1998. La conservación de la Biodiversidad en México: mitos y realidades. Conferencia Magistral presentada en VII, Congreso Latinoamericano de Botánica XIV, Congreso Mexicano de Botánica. México. [WWW.DOCUMENT]. URL http://www.maya.ucr.edu/pril/reprints_agp/congrbot99.html-56k
- GONZÁLEZ, G., Z. XIAOMING y S. BORGES. 1996. Earthworm abundance and species composition in abandoned tropical croplands: comparisons of tree plantations and secondary forests. *Pedobiologia* 40: 385-391.
- GROFFMAN, P y BOHLEN, P. 1999. Soil and Sediment Biodiversity. *BioScience* Vol. 49, No. 2.
- GUEVARA, S.1997. Potrereros y Ganadería. *En: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). Historia Natural de Los Tuxtlas.* UNAM-CONABIO. México.
- HAGVAR, S. 1998. The relevance of the Rio-Convention on biodiversity to conserving the biodiversity of soils. *Applied Soil Ecology* 9: 1-7.
- HALFTER, G. 2002. Conservación de la Biodiversidad en el Siglo XXI. *Bol. S.E.A.* No. 31: 1-7.
- HALLAIRE, V., P. CURMI, A. DUBOISSET, P. LAVELLE, y B. PASHANASI .2000. Soil structure changes induced by the tropical earthworm *Pontoscolex corethrurus* and organic inputs in a Peruvian ultisol. *Eur. J. Soil Biol.* 36: 35-44.
- HENDRIX, P. y P.J. BOHLEN. 2002. Exotic Earthworm Invasions in North America: Ecological and Policy Implications. *BioScience* Vol.52 No. 9.
- HERRICK, J. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management?. *Applied Soil Ecology* 15: 75-83.
- IBARRA-MANRÍQUEZ, G. *et al.* 1997. La vegetación. *En: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). Historia Natural de Los Tuxtlas.* UNAM-CONABIO. México.
- JANSEN, A. 1997. Terrestrial Invertebrate Community Structure as an Indicator of the Success of a Tropical Rainforest Restoration Project. *Restoration Ecology.* Vol. 5, No. 2, pp. 115-124.
- JIMÉNEZ, J.J., A.G. MORENO, T. DECANES, P. LAVELLE, M.J. FISHER y R.J. THOMAS. 1998b. Earthworm communities in native savannas and man-made pastures of the Eastern Plains of Colombia. *Biol Fertil Soils* 28: 101-110.
- LA BENEMERITA SOCIEDAD DE GEOGRAFÍA Y ESTADÍSTICA DEL ESTADO DE JALISCO SECCION ECOLOGÍA. 1998. La pérdida actual de selvas y bosques y su relación con los cambios globales. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias.[WWWdocument].URL<http://www.acude.udg.mx/jalisciencia/diagnostico/fisselvas.pdf>
- LA PÉRDIDA DE LA BIODIVERSIDAD. [WWWdocument].URL <http://bibliotecavirtual.com.do/Biologia/Laperdidadeladiversidad.htm>
- LAVELLE, P. 1994. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. Pp. 189-219. *En: Transactions of the 15th World Congress of Soil Science, Vol. 4.* ISSS, Acapulco, México.
- LAVELLE, P. 1997. Faunal Activities and Soil Processes: Adaptive Strategies That Determine Ecosystem Function. *Advances in Ecological Research.* Vol. 27.

- LAVELLE, P., I. BAROIS, I. CRUZ, C. FRAGOSO, A. HERNÁNDEZ, A. PINEDA, y P. RANGEL. 1987. Adaptive strategies of *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta), a peregrine geophagous earthworm of the humid tropics. *Biol Fertil Soils* 5: 188-194.
- LAVELLE, P., M. DANGERFIELD, C. FRAGOSO, V. ESCHENBRENNER, D. LÓPEZ HERNANDEZ, B. PASHANASI, y L. BRUSSAARD. 1994. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. Pp: 137-169 In: *The Biological Management of Tropical Soil Fertility*. Edited by P.L. Woomer and M.J. Swift. TSBF. A Wiley-Sayce Publication.
- LAVELLE, P. *et al.* 1994. Soil Fauna and Sustainable Land Use in the Humid Tropics. *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. Cab International.
- LAVELLE, P. *et al.* 1998. Las lombrices como recurso en los agroecosistemas tropicales. *Naturaleza y Recursos*. Vol. 34. No. 1.
- LEE, K.E. 1983. Earthworms of tropical regions- some aspects of their ecology and relationships with soils. *En: Satchell, J.E. (ed.). "Earthworm ecology"*. Pp. 179-193. Chapman & may, London.
- LEE, K.E. y PANKHURST, C.E. 1992. Soil Organisms and Sustainable Productivity. *Aust. J. Soil Res.*, 30: 855-92.
- MARTIN-DEL POZZO, A.L. 1997. Geología. *En: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM-CONABIO. México.
- MASERA, O. y LÓPEZ-RIDAURA, S. (eds.) 2000. Sustentabilidad y Sistemas Campesinos. Cinco experiencias de evaluación en el México rural. GIRA A.C., MUNDI-PRENSA MÉXICO S.A. de C.V., PUMA. México.
- MEDRANO, G. (n.d./2004). Biodiversidad – Un Recurso No Valorado. *Eco Portal.net*. [WWWdocument].URL <http://www.ecoport.net/content/view/full/21098>
- MELE, P.M., y CARTER, M.R. 1999. Species abundance of earthworms in arable and pasture soils in south-eastern Australia. *Applied Soil Ecology* 12: 129-137.
- MICHAELSEN, W. 1900. Oligochaeta. In: *Das Tierreich*. R. Friedlander, Berlin.
- MORÁN, J.A. (n.d./2004). Deforestación en México: información y evidencia. México.[WWW.DOCUMENT].URL http://www.cce.org.mx/cespedes/publicaciones/otras/Deforestación_Mexico/cemda-indice.PDF
- MORENO, C.E. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Veracruzana. México.
- MYERS, N. 1980. *Conversion of Tropical Moist Forests*. The National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, DC.
- NOBLE, I. y DIRZO, R. 1997. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science* 277 (5325): 522-525.
- ORDAZ, V.M., I. BAROIS, y N. FEDOROFF. 1996a. Fauna del Suelo de la Sabana de Huimanguillo alterada por cambios en el uso de la tierra. *Terra*. Vol. 14. No. 4.
- ORTIZ-CEBALLOS, A. Y C. FRAGOSO. 2004. *Biol. Fertil Soils* 39: 438-445.
- ORTIZ-ESPEJEL, B. y TOLEDO, V.M. 1998. Tendencias en la deforestación de la Selva Lacandona (Chiapas, México): el caso de las cañadas. *Interciencia*. Vol. 23, No. 6.
- ORTIZ-ESPEJEL, B., C. FRAGOSO, I. M'BOUKOU, B. PASHANASI, B.K. SENAPATI, A. CONTRERAS. 1999. Perception and Use of Earthworms in Tropical Farming Systems. Pp: 239-251. In: Lavell, P. Hendrix P and L. Brussard: *Earthworm Management in Tropical Agroecosystems*. CABI Publishing.

- PROPUESTA DEL PROYECTO GEF. 2002. Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: Phase I. GF12715-02. United Nations Environment Programme. Global Environment Facility (GEF).
- QUADRI DE LA TORRE, G. (n.d./2004). Incendios forestales y deforestación en México: *Una perspectiva analítica*. México. [WWW. DOCUMENT]. URL http://www.cce.org.mx/cespedes/publicaciones/revista_8/INCENDIOS.PDF
- QUÉDRAOGO, A-S. 1997. La deforestación tropical y la pérdida de recursos genéticos. Antalya, Turquía. XI Congreso Forestal Mundial. [WWWdocument].URL <http://www.fao.org/montes/foda/wforcong/PUBLI/V2/T8S/1-3.HTM>
- Red de Asesores Forestales de la ACIDI (RAFA). (n.d./2004). Asuntos Forestales. Deforestación: Bosques Tropicales en Disminución. [WWWdocument].URL <http://www.rcfa-cfan.org/spanish/s.issues.12-6.html>
- REID, W.V. y MILLER, K.R. 1989. Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity. World Resources Institute, Washington, DC.
- REIG, N. 1982. El sistema ganadero industrial: su estructura y desarrollo, 1960-1980. En: El desarrollo agroindustrial y la ganadería en México, SARH Documento de Trabajo No. 8, México D.F. pp 117.
- REYNOLDS, J. 1994. Earthworms of the world. *Global Biodiversity* 4, 11-16.
- RIGHI, G. 1972. On some earthworms from Central America (Oligochaeta). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 7, 207-228.
- RÖMKENS, P., J. VAN DER PLICHT, y J. HASSINK. 1999. Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. *Biol Fertil Soils* 28: 277-284.
- RUDEL, T. y ROGER, J. 1996. Regional patterns and historical trends in tropical deforestation: a qualitative comparative analysis. *Ambio*, 25: 160-66. [WWW. DOCUMENT].URL <http://www.fao.org/DOCREP/X8080S/X8080S00.HTM - 6k>
- RUITER, P., A-M. NEUTEL, y J.C. MOORE. 1998. Biodiversity in soil ecosystems: the role of energy flow and community stability. *Applied Soil Ecology* 10: 217-228.
- SANTAMARTA, J. 2001. La situación actual de los bosques en el mundo. World Watch. [WWWdocument].URL http://www.peperodriguez.com/Ecologia_Consumo/Situacion_bosques_mundo.htm
- SANTAMARTA, J. 2002. La crisis de la biodiversidad. World Watch. [WWWdocument]. URL http://www.ambienteecologico.com/ediciones/2002/083_03.2002/083_InfoGra117.php3
- SIMONSEN, E. 2002. El futuro de la vida, según Wilson. *Qué pasa*. [WWWdocument]. URL <http://www.quepasa.cl/revista/2002/10/04/t-04.10.OP.SOC.FUTURO.html>
- SIQUIERA, J. 1999. Soil fertility, soil biology, and plant nutrition interrelationships. Sociedad Brasileira de Ciencia do Solo. Universidade Federal de Lavras. Departamento de Ciencia do Solo. Lavras – MG.
- SEYBOLD, C.A. 1999. Soil Resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Science*. Vol. 164, No. 4. Printed in U.S.A.
- SMITH, N.J. *et al.* 1992. A threatened Resource. Tropical Forests and their crops. Pp. 1-18. Ed. Comstock Publishing Associates.
- SOTO, M. y GAMA, L. 1997. Climas. En: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM-CONABIO. México.
- SWIFT, M. y BIGNELL, D. 2001. Standard methods for assessment of soil biodiversity and land use practice. International Centre for Research in Agroforestry Southeast Asian Regional Research Programme. Bogor, Indonesia.

- TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379:718-720. (Highlighted in *Nature News and Views* 379:673-674 by P. Kareiva; in *The New York Times*, March 5, 1996.)]
- TOLEDO, V.M. 1987. La guerra de las reses: los impactos ecológicos de la ganadería bovina en México. En Leff, E. (editor). *Medio ambiente y desarrollo en México*. Siglo XXI Ediciones. México, 1987.
- TOLEDO, V.M. 1990. El proceso de ganaderización y la destrucción biológica y ecológica de México. En: E. Leff (Coord.) *Medio Ambiente y Desarrollo en México*. CIIH-UNAM/Miguel Angel Porrua Editorial. México D.F. pp. 191-227.
- TOLEDO, V.M., B. ORTIZ-ESPEJEL, L. CORTÉS, P. MOGUEL, AND M. D. J. ORDÓÑEZ. 2003. The múltiple use of tropical forests by indigenous peoples in México: a case of adaptative management. *Conservation Ecology* 7(3): 9. [online].URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss3/art9>
- TORRES-OROZCO, R. 1997. Limnología. En: González, R. Dirzo y R. Vogt (eds.). *Historia Natural de Los Tuxtlas*. UNAM-CONABIO. México.
- TSBF. 2001-2005. Biological Management of soil fertility. Integrating soils, systems and society strategic directions for TSBF.
- TURNER, M.G. y R.H. GARDNER. 1991. Quantitative methods in landscape ecology. *Ecological Studies* 82, Springer-Verlag, New York. Pp. 536.
- VELÁZQUEZ, J.F., J.F. MAS, R. MAYORGA-SAUCEDO, J.R. DÍAZ, C. ALCÁNTARA, R. CASTRO. T. FERNÁNDEZ, J.L. PALACIO, G. BOCCO, G. GÓMEZ-RODRÍGUEZ, L. LUNA-GONZÁLEZ, I. TREJO, J. LÓPEZ-GRACÍA, M. PALMA, A. PERALTA, J. PRADO-MOLINA, y F. GONZÁLEZ-MEDRANO. (n.d. 2004). Estado actual y dinámica de los recursos forestales de México.[WWWdocument].URLhttp://www.conabio.gob.mx/institucion/conabio_espanol/doctos/recursos_forestales.html
- VIKRAM, M., V.P. KIRAN, V. RAVINDER, P. BALASHOURI, D.F. YULE, A.L. COGLE, y L.S. JANGAWAD.1995. Earthworm biomass response to soil management in semi-arid tropical Alfisol agroecosystems. *Biol Fertil Soils* 19: 317-321.
- WALL, D. 1999. Biodiversity and Ecosystem Functioning. *BioScience* Vol. 49, No. 2: 107-117.
- WALL, D., T.H. BLACKBURN, L. BRUSSAARD, P. HUTCHINGS, M.A. PALMER, y P.V.R. SNELGROVE. 1997. Linking Biodiversity and Ecosystem Functioning of Soils and Sediments. *Ambio* Vol 26, No. 8. Royas Swedish Academy of Sciences.
- WILCOX, B.A. (n.d. 2004). Bosques tropicales y diversidad biológica: los riesgos de la pérdida y degradación de los bosques.[WWWdocument].URL <http://www.fao.org/docrep/v5200s/v5200s0a.htm>
- WILSON, E. O. 1985. The biological diversity crisis. *Bioscience* 35, 705-706.
- WILSON, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. Allen Lane – The Penguin Press. London, UK. 424 pp.
- WILSON, E.O. 1999. *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, D.C.
- WILSON, E. 2000. El peligro de una nueva extinción. *Biodiversidad, terra incógnita*. [WWWdocument].URLhttp://www.unesco.org/courier/2000_05/sp/doss13.htm

- WILSON, E. 2002. Especiación y biodiversidad. *Una entrevista original de ActionBioscience.org*. [WWWdocument]. URL <http://actionbioscience.org/esp/biodiversity/wilson.html>
- YOUNG, I., E. BLANCHART, C. CHENU, M. DANDERFIELD, C. FRAGOSO, M. GRAMALDI, J. INGRAM, y L.J. MONROZIER. 1998. The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Global Change Biology* 4, 703-712.
- ZAR, J.H. 1996. Biostatistical analysis. 3ª. Ed., Prentice Hall, New Jersey, 1996, 988 p.
- ZOU, X. 1992. Species effects on earthworm density in tropical tree plantations in Hawaii. *Biol Fertil Soils* 15:35-38.

APÉNDICES

APÉNDICE 1

DIAGNOSIS DE LAS ESPECIES DE LOMBRICES

FAMILIA: MEGASCOLECIDAE

SUBFAMILIA: ACANTHODRILINAE

TRIBU: ACANTHODRILINI

ESPECIE: *Lavello-drilus parvus* Fragoso, 1988

Diagnos: l: 35.7-104 mm; d: 1.6-3.3 mm; sin pigmentación; marcas genitales en los segmentos 20 y 21; quetas genitales en los segmentos 8 y 9; espermateca con el divertículo en forma de racimo de uvas.

Historia natural: Se trata de una especie endógena polihúmica que se encuentra tanto en ambientes naturales como perturbados del este y sureste de México. Su habitat natural son las selvas altas y medianas, pero gracias a su gran plasticidad ecológica se ha convertido en una especie "peregrina" común en pastizales del estado de Veracruz.

Origen: Nativa

Distribución en México: CHIAPAS (Fragoso 1988, 1992); TABASCO; VERACRUZ; y para este estudio nuevo registro para la región del Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER.

En este estudio se ha encontrado en el sistema milpa del Ejido de San Fernando.

ESPECIE: *Diplo-trema sp* (especie por determinar)

Historia natural: especie endógena polihúmica, nunca se le ha encontrado en selvas sólo en pastizales que antes fueron sabanas naturales.

Origen: Nativa

Distribución en México: Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER.(nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema pastizal del Ejido López Mateos y en el sistema milpa del Ejido Venustiano Carranza.

SUBFAMILIA: MEGASCOLECINAE
TRIBU: DICHOGASTRINI

ESPECIE: *Dichogaster affinis* Michaelsen, 1890

Diagnosis: l: 27-60 mm; d: 1-2 mm; sin pigmento; primer poro dorsal en 5/6; marcas genitales en la línea media ventral de los intersegmentos 7/8-11/12; mollejas en 6 y 7; con tiflosolis; vesículas seminales vestigiales e 11 y 12; próstatas en 17 y 19; con quetas peniales; espermatecas pareadas en los segmentos 8 y 9.

Historia natural: Se trata de una especie endógena polihúmica muy común en ecosistemas perturbados de los trópicos y subtropicos de todo el mundo. En el estado de Veracruz se le encontró en ambientes tropicales naturales (selvas medianas) y perturbados (cultivos de maíz, ambientes ruderales, solares, bajo árboles de potreros).

Origen: Exótica

Distribución en México: VERACRUZ: Pánuco, (Arteaga, 1992). Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema pastizal del Ejido López Mateos y en el sistema milpa del Ejido Venustiano Carranza.

ESPECIE: *Dichogaster bolau* Michaelsen, 1981

Diagnosis: l: 27-40 mm; d: 1-3 mm; pigmento rojizo en la parte anterior; primer poro dorsal en 5/6; un solo poro femenino en el ecuador y sobre la línea media ventral del segmento 14; mollejas en 6 y 7; con tiflosolis; vesículas seminales vestigiales en 11 y 12; próstata en 17 y 19; con quetas peniales; espermatecas pareadas en los segmentos 8 y 9.

Historia natural: Se trata de una especie endógena polihúmica muy común en ecosistemas perturbados de los trópicos y subtropicos de todo el mundo. En el estado de Veracruz se le encontró en ambientes tropicales naturales (selvas altas) y perturbados (cultivos de maíz, pastizales, acahuals, platanares, solares y depósitos de pulpa de café).

Origen: Exótica

Distribución en México: VERACRUZ: Huatusco (Michaelsen, 1900), Pánuco (Arteaga, 1992). Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema pastizal y milpa de los tres ejidos (López Mateos, San Fernando, Venustiano Carranza).

ESPECIE: *Dichogaster saliens* Beddard, 1893

Diagnosis: 17-70 mm; d: 1.5-2.5 mm; sin pigmento; primer poro dorsal en la región 3/4-6/7; mollejas en 6 y 7; con tiflosolis; vesículas seminales vestigiales en 11 y 12 o solamente 12; próstatas en 17; con quetas peniales; espermatecas pareadas en los segmentos 8 y 9.

Historia natural: Se trata de una especie endógena polihúmica muy común en ecosistemas perturbados de los trópicos y subtropicos de todo el mundo.

Origen: Exótica

Distribución en México: En el estado de Veracruz se le encontró en ambientes tropicales naturales (selvas bajas) y perturbados (cultivos de maíz, pastizales, vegetación ruderal y solares). Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema milpa del Ejido López Mateos, y en ambos sistemas del Ejido de Venustiano Carranza.

ESPECIE: *Ramiellona sp15* (especie por determinar)

Historia natural: Especie endógena polihúmica, encontrada en selva alta, bosque enano de montaña, acahual (Fragoso 1993, 1997, Fragoso *et al.* 1999a).

Origen: Nativa

Distribución en México: VERACRUZ. Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema pastizal del Ejido San Fernando.

ESPECIE: *Ramiellona sp18* (especie por determinar)

Historia natural: especie epigea, encontrada en selva alta, bosque mesófilo, acahual (Fragoso 1993, 1997, Fragoso *et al.* 1999a).

Origen: Nativa

Distribución en México: OAXACA, VERACRUZ. Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema milpa y pastizal del Ejido López Mateos, y en el sistema pastizal del Ejido San Fernando.

FAMILIA: OCNERODRILIDAE

SUBFAMILIA: OCNERODRILINAE

TRIBU: OCNERODRILINI

ESPECIE: *Kaxdrilus parvus* Fragoso y Rojas, 1994

Diagnos: l: 30-40 mm; d: 1.5-2 mm; sin pigmentación; con una molleja en el segmento 5; glándulas calcíferas en los segmentos 7-10; últimos corazones en el segmento 12; vesículas seminales en el segmento 12; divertículo espermatecal lateral y con la parte distal en forma de racimo.

Historia natural: Especie endógena polihúmica sumamente rara y exclusiva de bosques no perturbados (selvas altas y bosque mesófilo). Debido a su escasa abundancia puede llegar a extinguirse en el estado.

Origen: Nativa

Distribución en México: CHIAPAS; VERACRUZ: Est. Los Tuxtlas (Fragoso y Rojas, 1994). Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER.

En este estudio se ha encontrado en el sistema milpa del Ejido San Fernando.

ESPECIE: *Kaxdrilus silvícola* Fragoso y Rojas, 1994

Diagnos: l: 75-100 mm; d: 2.5-3.3 mm; pigmento iridiscente en la región dorsal, de color pardo oscuro; una molleja en el segmento 5; con tiflosolis; glándulas calcíferas en los segmentos 8-10; últimos corazones en el segmento 12; vesículas seminales en los segmentos 9, 10 y 12; espermateca con varios divertículos sésiles que rodean el comienzo del ámpula.

Historia natural: Especie epigea muy abundante en los bosques fríos y tropicales del este y sureste de México. Es incapaz de sobrevivir en ambientes perturbados; en Veracruz se encontró en selvas altas y bosque mesófilo.

Origen: Nativa

Distribución en México: CHIAPAS, OAXACA (Fragoso y Rojas, 1994); VERACRUZ: Bastonal, Benigno, CAtemaco, Est. Los Tuxtlas, Pajapan, Volcán San Martín (Fragoso y Rojas, 1994). Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER.

En este estudio se ha encontrado en el sistema milpa del Ejido López Mateos, y ambos sistemas del Ejido San Fernando.

ESPECIE: *Phoenicodrilus taste* Eisen, 1895

Diagnosis: l: 20-43 mm; d: 1-1.5 mm; sin pigmentación; un par de poros espermatecales en el intersegmento 8/9; con o sin próstatas en el segmento 17; vesículas seminales en los segmentos 9 y 12; con o sin espermatecas en el segmento 9.

Historia natural: Especie endógena polihúmica de gran plasticidad ecológica registrada en ambientes tropicales naturales y perturbados. En el estado de Veracruz se le encuentra principalmente en pastizales y acahuales, con algunos registros en selvas medianas.

Origen: Nativa

Distribución en México: CHIAPAS (Fragoso, 1992); QUINTANA ROO, TABASCO; VERACRUZ: Alazán, Est. Los Tuxtlas; Jaltipan, La Mancha, Nautla, Ozuluama, Plan de las Hayas, Tantita. Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en el sistema pastizal del Ejido López Mateos, en ambos sistemas del Ejido San Fernando, y en el sistema milpa del Ejido Venustiano Carranza.

FAMILIA: GLOSSOSCOLECIDAE

ESPECIE: *Pontoscolex corethrurus* Müller, 1856

Diagnosis: l: 60-120 mm; d: 4-6 mm; pigmento ausente, quetas posteriores dispuestas al tresbolillo; clitelo en forma de silla de montar en 15, 16-22, 23; tubérculos pubertarios en 19-22; poros espermatecales pareados en 6/7-8/9.

Historia natural: Se trata de una especie endógena mesohúmica de amplia plasticidad presente en la mayor parte de los suelos tropicales perturbados de todo el mundo, siendo una de las especies tropicales más estudiadas. La mayor parte de sus poblaciones son partenogenéticas. En el estado de Veracruz se le ha encontrado en ambientes naturales (selvas altas y medianas, bosques mesófilos, ambientes riparios, bosques de pinos) y perturbados (pastizales inducidos, cañaverales, platanares, cafetales, manglares, milpas de maíz, acahuales, solares de casas y ambientes ruderales) casi siempre por debajo de los 1000 m de altitud. Lavelle *et al.* (1987) proporcionan datos demográficos sobre poblaciones de este estado.

Origen: Exótica

Distribución en México: Baja California Sur, Chiapas, Guerrero, Jalisco, Nayarit, Oaxaca, Michoacán, Sinaloa, San Luis Potosí, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz: Pánuco (Arteaga, 1992), Plan Hayas (Lavelle *et al.*, 1981). Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER.

En este estudio se ha encontrado en todos los sistemas de todos los ejidos, menos en el sistema pastizal del Ejido de San Fernando.

ESPECIE: *Periscolex brachycystis* Cognetti, 1905

Diagnosis: l: 50-64 mm; d: 1.5 mm; pigmentación abundante en la parte anterior del cuerpo; tubérculos pubertarios en 20-21; con tiflosolis; vesículas seminales en los segmentos 11 y 12; uno o dos pares de espermatecas en los intersegmentos 6/7 y/o 7/8.

Historia natural: Se trata de una especie endógena polihúmica originaria de Panamá (Cognetti, 1905). Si bien en Veracruz sólo se le encuentra en pastizales, en el estado de Chiapas es una especie común de selvas altas (Fragoso y Lavelle, 1987).

Origen: Exótica

Distribución en México: Chiapas, Veracruz. Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

En este estudio se ha encontrado en ambos sistemas del Ejido López Mateos, en el sistema pastizal de los ejidos San Fernando y Venustiano Carranza.

ESPECIE: *Drawida barwelli* Beddard, 1893

Diagnosis: l: 20-41 mm; d: 1.5 mm; sin pigmento; poros masculinos en 10/11 en AB; clitelo en 10-13; un par de espermatecas sin divertículo en 8; 3 mollejas en 12, 13 y 14.

Historia natural: Especie endógena polihúmica probablemente originaria de China o Filipinas (Gates, 1982). Ha sido distribuída por el hombre a algunas islas tropicales del Caribe y sudeste asiático (Gates, 1972). En el estado de Veracruz se le encontró en un sitio perturbado (platanar) y en otro con influencia humana. Se trata del primer registro para México.

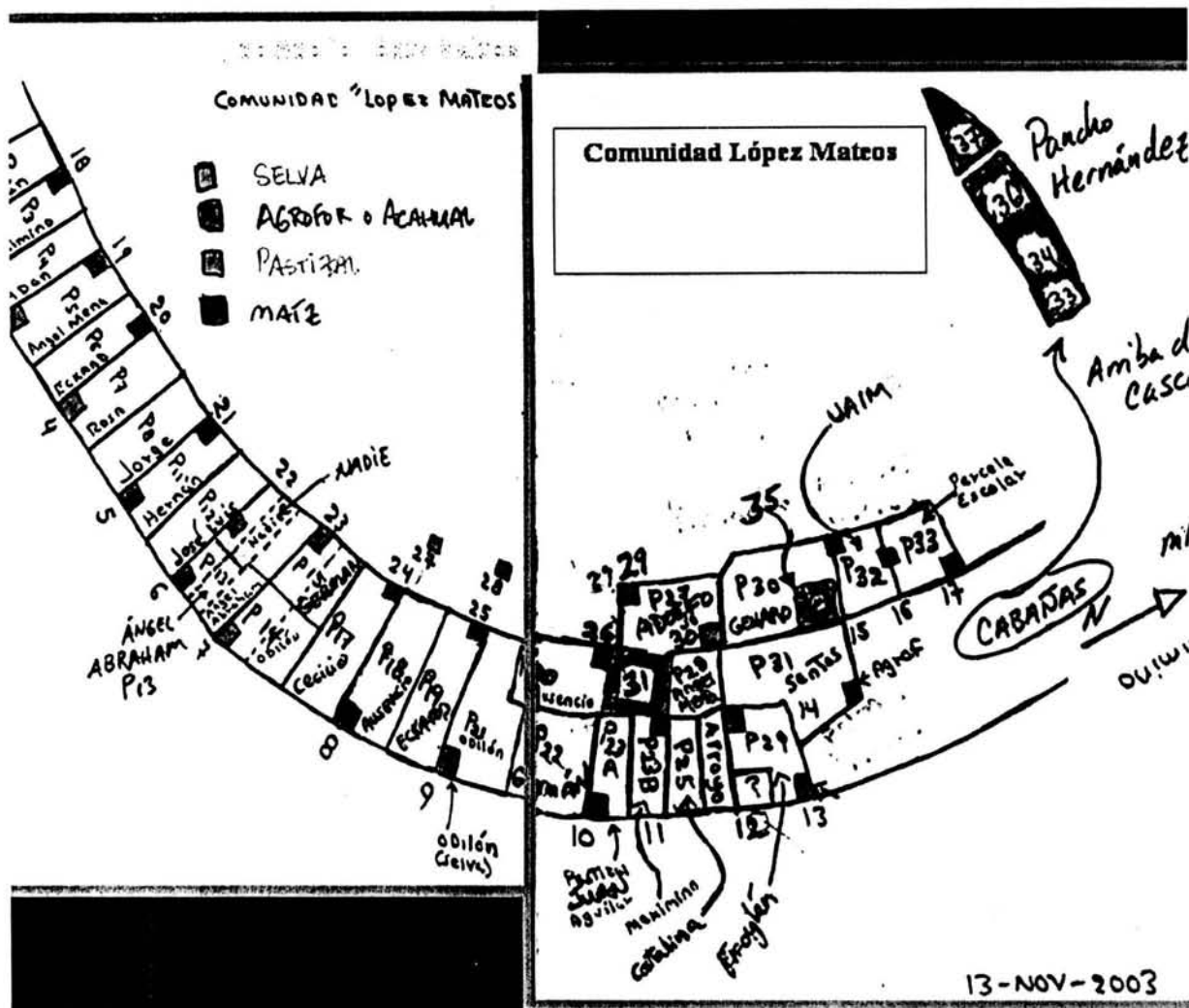
Origen: Exótica

Distribución en México: Veracruz. Volcán de Santa Martha de LOS TUXTLAS, VER. (nuevo registro para esta región).

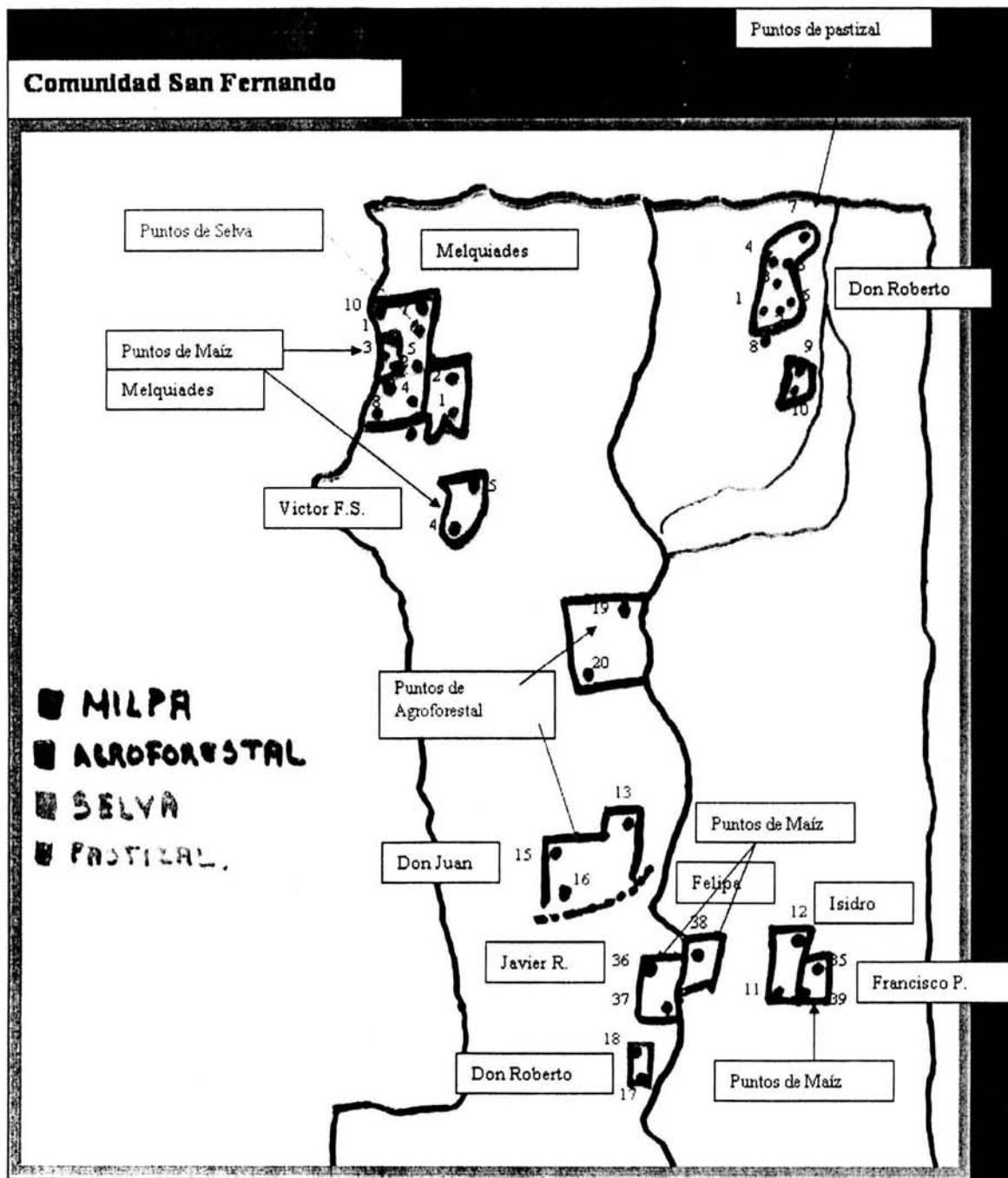
En este estudio se ha encontrado en el sistema pastizal del Ejido López Mateos.

APÉNDICE 2

ESQUEMAS RÚSTICOS DE LAS TRES VENTANAS.

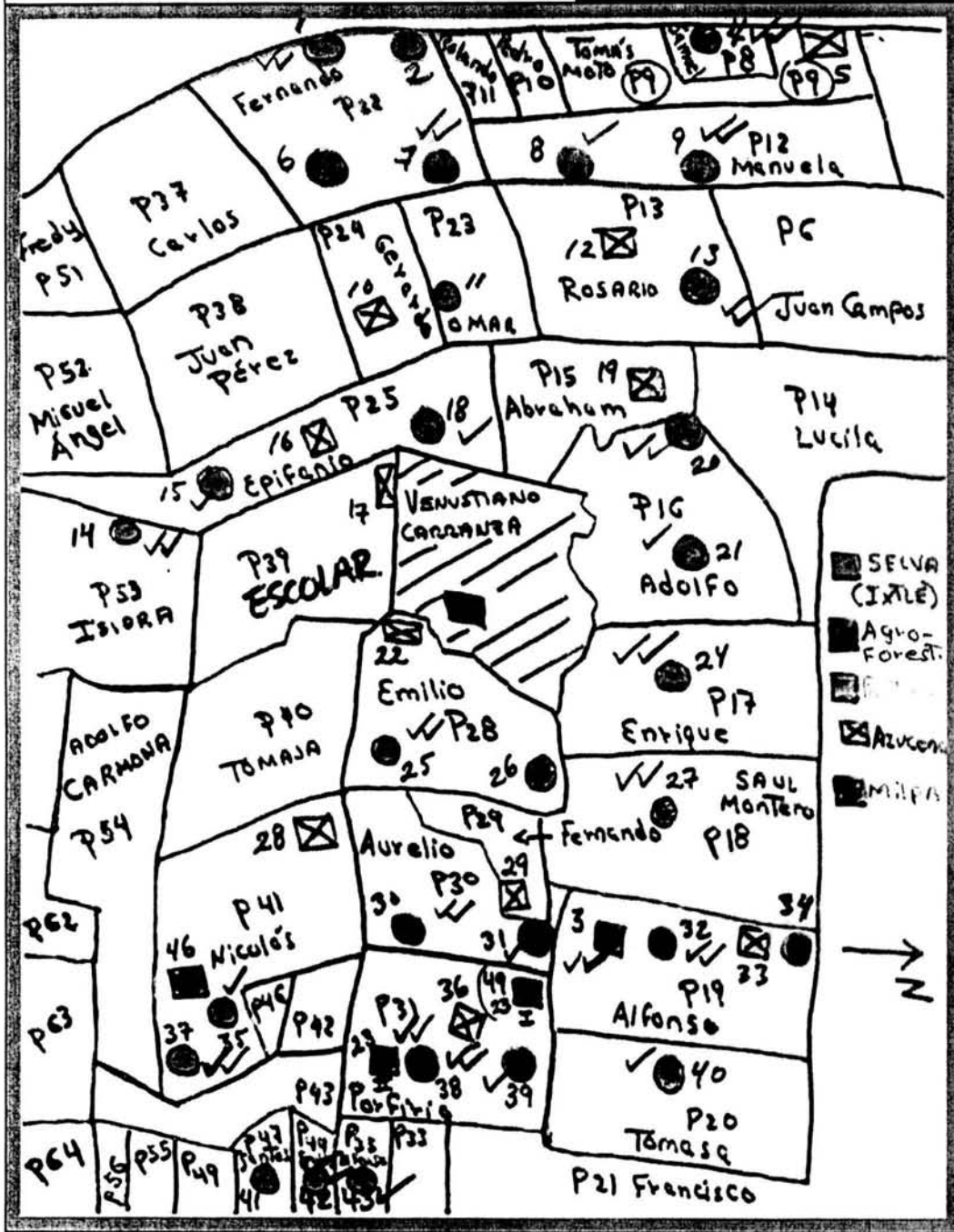


Esquema 1. Ejido López Mateos con los puntos de muestreo para los cuatro SUT (selva, agroforestería, pastizal y milpa)



Esquema 2. Ejido San Fernando con los puntos de muestreo para los cuatro SUT

Comunidad Venustiano Carranza



Esquema 3. Ejido Venustiano Carranza con los puntos de muestro para los cuatro SUT