Departamento de Geología
Facultad de Cs. Exactas, F-Q. Y Naturales
Universidad Nacional de Río Cuarto

TESIS DOCTORAL
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS EDÁFICOS EN EL EXAMEN DE CALIDAD DE SUELOS EN AGROECOSISTEMAS DEL SUR DE CÓRDOBA

Doctorando: Lic. José Camilo Bedano
Director: Dr. Marcelo E. Doucet
Co-director: Dr. Mario P. Cantu

A mis abuelos
A mis padres
A Julia

Agradecimientos

Quiero agradecer a muchas personas e instituciones que por diversos motivos han sido muy importantes en la realización de esta investigación.

A Mario Cantú que desde un principio estuvo convencido de que estos bichillos podían usarse como indicadores y que puso todo de sí para que el proyecto se llevara a cabo. A Marcelo Doucet que aceptó el desafío de involucrarse en una línea de investigación nueva para él y que estuvo dispuesto a colaborar y guiarme con sus ideas y sugerencias.
A los tres miembros de la Comision de Tesis y posteriormente Jurados, que hicieron interesantes aportes: gracias a los doctores Mary Corigliano, Mabel Gualdoni y Ramiro Sarandón.

Al Dr. Pablo Martínez, por abrirme desinteresadamente la puerta hacia los ácaros y la Lic. Verónica Bernava por su ayuda en la taxonomía de los colémbolos. A los doctores Ryosaku Itoh (especialista en Symphypleona, Showa University, Japan), Juergen Schulz (especialista en Hypogastrurida, Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, Alemania), Barry M. O'Connor (especialista en Astigmata, University of Michigan, USA), Lars Lundqvist (especialista en Mesostigmata, Lund University, Sweden), Miloslav Zacharda, (especialista en Prostigmata, Czech Academy of Sciences, Republica Checa), María Lourdes Moraza (especialista en Mesostigmata, Universidad de Navarra, España), Ulf Scheller (especialista en Pauropoda, Jarpas University, Sweden) y Eddie A. Ueckermann (especialista en Prostigmata, Plant Protection Research Institute, South Africa).

Gracias sinceras a todos los geólogos. En el departamento de Geología me han tratado siempre muy bien, y me han aceptado como el bio-geólogo que ya casi soy...
En el ámbito más íntimo de trabajo, quiero agradecer a mis compañeros de todo: Analía Bieckert, Telma Musso, M. del T. Grumelli, Hugo Schiavo y Javier Ossana, por sus innumerables ayudas, consejos y... mates. Por su apoyo y solidaridad. Por las salidas al campo, y por compartir el laboratorio.
Gracias a los que sin ser mencionados en esta página, han ayudado en esta tesis.
Finalmente, al pueblo argentino, que aportó la gran mayoría de los recursos necesarios para este trabajo mediante sus instituciones de Educación, Ciencia y Tecnología: la UNRC, el CONICOR-ACC y el CONICET. En el ámbito de la Universidad quiero agradecer a la Secretaría de Posgrado de la Facultad de Cs. Exactas, F-Q. Y Naturales y al Departamento de Automotores.

INDICE

RESUMEN

El objetivo general de la presente investigación fue evaluar un cierto número de parámetros de la comunidad de ácaros, colémbolos y miriápodos edáficos como potenciales indicadores biológicos de degradación de suelos por prácticas agrícola-ganaderas en agroecosistemas de la cuenca del arroyo La Colacha, Córdoba, Argentina. Se seleccionaron cuatro ambientes, uno donde se aplica un sistema de producción netamente agrícola, otro con sistema ganadero, un tercero mixto y un ambiente natural de referencia. Se realizáron doce muestreos bimensuales desde agosto de 1999 hasta junio de 2001. En cada fecha se tomaron seis muestras en cada ambiente para la caracterización de las comunidades de la mesofauna y otras para la caracterización física, química y fisicoquímica del suelo. Se identificaron taxonómicamente y se contabilizaron los organismos recolectados. Se calcularon 67 parámetros de la comunidad para su evaluación como potenciales indicadores de calidad de suelo. Se realizó una descripción de los cuatro perfiles de suelo y las características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo de los cuatro ambientes en los dos años. Con respecto a la fauna, se identificó una serie de taxones y se calculó la densidad poblacional de cada uno. Se calcularon correlaciones y regresiones lineales entre los parámetros ambientales y la fauna. Los parámetros biológicos fueron clasificados en las siguientes categorías: a nivel de especies; de grupos taxonómicos de jerarquía superior a especie; basados en rasgos de historia de vida (proporción de organismos con rasgos de historia de vida tipo k y r estrategas; proporciones relativas de los diferentes grupos tróficos); de comunidad (riqueza de especies e índices de estructura); basados en análisis estadísticos multivariados (análisis de conglomerados y análisis de componentes principales). Considerando los manejos aplicados y las características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo se evidenció un gradiente de degradación de suelo desde el ambiente agrícola y el mixto (que son los más degradados) hacia el ganadero y finalmente el natural, que representa el ambiente con un suelo de menor degradación. Las respuestas de algunos parámetros al gradiente de manejo permitieron establecer diferencias claras entre los cuatro ambientes. Los que presentaron una respuesta lineal al incremento del gradiente de degradación del suelo son los considerados indicadores centrales y son los que discriminan más

claramente entre diferentes condiciones de calidad de suelo. Se comprobó la hipótesis de que la variación en algunas características de las comunidades de ciertos grupos de invertebrados es un buen indicador de la pérdida de calidad del suelo. Quedó evidenciado que mediante la evaluación de los cambios que ocurren en algunos parámetros de las comunidades de ambientes manejados por el hombre con respecto al natural, se pueden reconocer indicadores de degradación de suelo por las actividades antrópicas. Se concluye también que estos parámetros son herramientas útiles para monitorear la calidad del suelo en el tiempo.

ABSTRACT

EDAPHIC INVERTEBRATES COMMUNITIES FOR SOIL QUALITY EVALUATION IN AGROECOSYSTEMS OF SOUTHERN CÓRDOBA, ARGENTINA.

The general aim of the present investigation was to evaluate certain parameters of edaphic mites, springtails and myriapods communities as potential biological indicators of soils degradation as a consequence of intensive agricultural practices in agroecosystems of the Arroyo La Colacha basin, Córdoba, Argentina. Four field plots were selected, one where a system of clearly agricultural production was applied, one where the system was cattle, other where it was mixed and one with a natural soil used as reference. Twelve bimonthly samplings were carried out from August 1999 until June 2001. Six samples in each date and in each plot were taken for the mesofauna communities characterisation. Others samples were taken for the physical, chemical and physicochemical soil characterisation. Collected organisms were taxonomically identified and counted. 67 communities parameters were calculated to bè tested as potential soil quality bioindicators. A description of the four soil profiles, and the soil physical, chemical and physicochemical characteristics of the four plots in two years was realised. With regard to the fauna, a number of taxa were identified and the population density of each taxa was calculated. Analysis of correlation and linear regressions were calculated between the environmental parameters and the fauna. Biological parameters were classified under the following categories: species level; higher to species hierarchy taxonomic groups; life history traits (proportion of k and r selected organisms; relative proportions of the different

trophic groups); community level (species richness and structure indexes); multivariate statistical analyses (cluster analysis and principal components analysis). Considering the plot management and the soil physical, chemical and physicochemical characteristics, a soil degradation gradient was evident, from the AG and MI plots (the most degraded) towards the GA and finally the NA plot, which represents the environment with the lowest soil degradation. The responses of some parameters to the management gradient allowed to establish clear differences between the four plots. The parameters that presented a linear response to the increase of the soil degradation gradient are the considered central indicators and they discriminate more clearly between different conditions of soil quality. The results of this study corroborate the hypothesis that the change in some characteristics of the communities of certain groups of soil invertebrates is a good indicator of soil quality. It was demonstrated that by means of the evaluation of the changes in some parameters of the communities of plots managed by man with regard to the natural, indicators of soil degradation due to anthropogenic activities can be recognised. It is also concluded that these parameters are useful tools for soil quality monitoring in time.

CAPITULO I. INTRODUCCION

La Ciencia del Suelo

Existe un consenso generalizado entre los investigadores acerca de que esta ciencia debe cambiar, ya que con su actual estructura no puede afrontar los desafíos de este milenio. Swift (1998) señala que se deben usar los datos existentes para crear las bases de una nueva disciplina capaz de conectar a la sociedad, los sistemas y el suelo en una visión integrada e interdisciplinar. Es necesario unir efectivamente esta ciencia a las demandas sociales, estudiándolo en el contexto del desarrollo sustentable (Latham, 1998). Además, según Catizzone (1998), el hombre es responsable de la desgracia y del bienestar del suelo, y por lo tanto no puede ser ignorado en esta ecuación; los resultados de las investigaciones deben servirle a la sociedad y cubrir sus necesidades. En ese sentido, ese autor agrega que el suelo es al mismo tiempo una mercancía económica individual (pertenece a la vida social y económica de cada individuo) y una mercancía colectiva (es un elemento básico para la vida de cualquier comunidad), y por tanto una mercancía a ser preservada para las futuras generaciones. La ciencia del suelo tiene un largo camino por recorrer para promover su identidad y legitimidad científica (Miller, 1993).

Los científicos de otras disciplinas y el público en general ven comúnmente al suelo solamente como un medio para la producción de cultivos. Desde ese punto de vista tan estrecho esta disciplina es identificada únicamente con la agricultura. Claramente el ámbito de la primera y los problemas complejos que ella aborda se han ampliado sustancialmente en los años recientes. El suelo no es solamente un medio irremplazable para la agricultura sino que también un componente vital de los procesos y ciclos ecológicos, un ámbito en el que está inmersa y sustentada gran parte de la infraestructura de las naciones, y un medio a través del cual los arqueólogos y los científicos leen mucha de nuestra historia cultural (Miller, 1993).

Importancia del suelo

En las últimas décadas el incremento de la demanda de alimentos y fibras por el crecimiento de la población mundial, ha llevado al desarrollo de una alta tecnología aplicable a los agroecosistemas, con la generalización del uso de agroquímicos

(fertilizantes químicos, plaguicidas y herbicidas) cuyo objetivo es el de aumentar la producción. Esto involucró un alto costo energético y trajo aparejada una disminución de la calidad de los suelos por degradación física, química y biológica, lo que inevitablemente conduce a una disminución de la sustentabilidad del ambiente. Las demandas humanas están superando la capacidad de los sistemas naturales terrestres de proveérselas. Las evidencias de los daños a la infraestructura ecológica de la tierra pueden verse en los suelos erosionados, los ríos secos, las avalanchas de lodo, el retroceso de los bosques, la inestabilidad climática, y la desaparición de especies (Brown, 1995).

Para la humanidad el suelo es la esencia de la vida y la salud. Tal como pasa con el aire y el agua, la vida humana no podría mantenerse sin este recurso debido a que es la fuente de la mayoría de nuestros alimentos (Janke & Papendick, 1994). Según Doran & Parkin (1994) "la delgada capa de suelo que cubre la superficie de la tierra representa la diferencia entre la supervivencia y la extinción de la mayor parte de la vida". El desarrollo económico de la mayoría de los países del mundo depende en gran medida del suelo y de cuán bien es mantenida su productividad. A pesar del desarrollo de los cultivos por el método de la hidroponia, el suelo sigue siendo el principal recurso y reservorio energético para la producción de alimentos y fibras, aunque esta no es la única función que éste tiene en los ecosistemas. Representa para la sociedad mucho más que una fuente de producción de alimentos. Es necesario tomar en consideración que es uno de los sumideros más importantes de los efluentes que produce el ser humano (residuos industriales, basura, excedentes de agroquímicos, etc.) y por otro lado el filtrante natural del agua y el aire. Además es el sumidero principal para los gases globales, y si se maneja apropiadamente, puede afectar el balance global del dióxido de carbono, que es muy importante para combatir el efecto del cambio climático global (Lal *et al.*, 1998).

Por sus propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas, especialmente la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y el consecuente poder "buffer", el suelo retarda la movilidad de la mayoría de los productos agroquímicos, de metales pesados y otros subproductos de los efluentes. Ese poder retardador permite que la actividad microbiana actúe sobre algunos compuestos, especialmente los orgánicos, provocando la descomposición en productos de menor peso molecular, más solubles ó más volátiles y en algunos casos menos contaminantes. También las sustancias húmicas juegan un papel de gran importancia ya que pueden generar complejos con

los elementos metálicos inhibiendo su efecto contaminante. Por otra parte, mientras el agua se desplaza a través del perfil hacia el acuífero, es depurada por la acción de los microorganismos. Pero ante la gran masa de contaminantes, los suelos van perdiendo la capacidad de retención y por lo tanto su capacidad filtrante. Todo esto lleva a reducir la calidad del suelo y consecuentemente la calidad ambiental.

Históricamente la economía Argentina ha tenido un soporte agropecuario muy importante, hecho que se mantiene hasta la actualidad. En el suroeste de la provincia de Córdoba la fuerte actividad agrícola, fundamentalmente en relación con los cultivos de maíz, girasol y soja y la carga cada vez más creciente en el uso de fertilizantes y agroquímicos, está llevando rápidamente a situaciones límites de degradación física, química y biológica del suelo (Cantú, 1998). Esto es todavía más grave ante las condiciones naturales de los suelos de la región, con bajo contenido de materia orgánica y arcilla (1 - 2,5 % y 10 - 15 % respectivamente) con la consiguiente baja capacidad de intercambio catiónico y bajo poder "buffer". Sumado a ello la mayoría de los suelos de la región por las malas prácticas mecánicas han sufrido una disminución alarmante de los contenidos de materia orgánica con la consecuente disminución de la agregación y estructura y, por consiguiente, de la porosidad y permeabilidad (Cantú, 1998).

La cuenca del Arroyo La Colacha es un área importante para la producción agrícola en el suroeste de la provincia de Córdoba. Con el avance de los monocultivos en la zona, existe la necesidad de obtener información adicional acerca de cómo el suelo está siendo alterado por esas prácticas. Por esta razón a partir del año 1999 el grupo de investigación del Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto comenzó a trabajar en la evaluación de indicadores e índices ambientales que permitan evaluar la calidad ambiental y los cambios en la misma a través del tiempo, a través de un proyecto denominado "Geoindicadores para la evaluación y el monitoreo ambiental". Estas tareas se encuadran en el plan *Quantitative indicators and indices of enviromental quality: an Euro-Latin American Network for Enviromental Assessment and Monitoring (ELANEM)* financiado por la Unión Europea en el marco de la denominada Cooperación Internacional (proyectos INCO ERB3513 PL973261).

Calidad del suelo

Algunos autores han expresado que la calidad del suelo es una característica abstracta de los suelos que no puede ser definida, porque depende de factores externos tales como uso de la tierra y prácticas de manejo, interacciones ambientales y del ecosistema, prioridades socioeconómicas y políticas y así sucesivamente. Las percepciones acerca de qué constituye un "buen" suelo varían dependiendo de las prioridades individuales con respecto a las funciones del mismo. Sin embargo, para manejarlo y mantenerlo en un estado aceptable para las futuras generaciones, su "calidad" debe ser definida, mediante una definición lo suficientemente amplia como para abarcar las muchas facetas de sus funciones (Doran & Parkin, 1994).

En su forma más simple, la calidad del suelo es "la capacidad para funcionar" (Karlen *et al.,* 1997). Pero existen numerosas definiciones al respecto. Una de las más aceptadas actualmente es la propuesta por Doran & Parkin (1994), quienes indican que la calidad se puede medir en relación a "la capacidad de un suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud a plantas y animales". Los procesos involucrados en el ciclado de nutrientes y los relacionados con la estructura son de interés principal en este caso, porque representan una base para las tres propiedades funcionales del suelo definidas anteriormente (Linden *et al.*, 1994). La calidad de suelo ha sido definida por un comité *ad hoc* de la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo como "la capacidad de un tipo específico de suelo de funcionar, dentro de los límites de ecosistemas naturales o manejados, para sustentar la productividad vegetal y animal, mantener o aumentar la calidad del agua y el aire y soportar la salud y vivienda humana" (Karlen *et al.,* 1997).

Recientes valoraciones realizadas a escala regional y global en varios países indican que la degradación inducida por el hombre (erosión, salinización, disminución de la materia orgánica, etc.) está causando la pérdida de millones de hectáreas de tierras agrícolas cada año. Pero en adición a las valoraciones de la degradación es necesaria una evaluación cuantitativa de cómo las prácticas agrícolas están afectando la capacidad del suelo para producir alimentos y desarrollar ciertas funciones ambientales (por ejemplo, calidad del suelo) y si esa capacidad está siendo degradada, mejorada o permanece sin cambios (Janke & Papendick, 1994).

Aún cuando se han aplicado prácticas de manejo durante grandes períodos de tiempo no se dispone de una metodología para cuantificar directamente el grado de cambio con respecto a ciertas funciones que se espera que el suelo lleve a cabo.
Se necesita un índice de calidad para identificar áreas productivas problemáticas, hacer estimaciones realistas de producción de alimentos, monitorear cambios en la sustentabilidad y la calidad ambiental relacionados a los manejos agrícolas y asistir a agencias y organismos en la evaluación y formulación de políticas de uso de la tierra (Doran & Parkin, 1994). A pesar de las claras ventajas del uso de la calidad del suelo como un indicador de sustentabilidad y manejo de las tierras, aún no ha sido ampliamente adoptado (Herrick, 2000). El manejo de la tierra es sustentable solo cuando mantiene o aumenta la calidad de los recursos, específicamente aire, agua, suelo y recursos alimentarios. Según Doran & Parkin (1994) no se ha definido un conjunto básico de indicadores de calidad debido en gran medida a la dificultad en la definición e identificación de qué representa la calidad del suelo y como ésta puede ser medida. Nuestra habilidad para identificar propiedades básicas que sirvan como indicadores de calidad se ve dificultada por los numerosos factores físicos, químicos y biológicos involucrados y sus interacciones variantes en el tiempo, espacio e intensidad (Doran & Parkin, 1994). Estos autores propusieron un conjunto mínimo de indicadores básicos enfatizando en que constituyen solo una caracterización inicial. Señalan siete características físicas (textura, profundidad, densidad aparente e infiltración, contenido de agua, capacidad de retención de agua, características de la retención de agua y temperatura), cuatro parámetros químicos (Carbono y Nitrógeno total, pH, conductividad eléctrica y Nitrógeno, Fósforo y Potasio minerales) y cinco parámetros biológicos (biomasa microbiana, Nitrógeno potencialmente mineralizable, respiración del suelo, relación biomasa de Carbono/Carbono orgánico total y relación respiración/biomasa). Estos autores indican que es necesario ampliar esta lista de indicadores y afirman que es importante "identificar indicadores biológicos de calidad de suelo que valoren la diversidad biológica del suelo y los niveles de las cadenas tróficas para una sustentabilidad aceptable".

Sustentabilidad

Cualquier definición de sustentabilidad debe involucrar el sistema en su conjunto, porque parece improbable que un componente pueda ser sustentable si el resto no lo es (Elliott, 1997). En términos ambientales, sustentabilidad significa el

mantenimiento a lo largo del tiempo de la productividad y el potencial de un ecosistema utilizado por el hombre. Tal como indican Carter & Dale (1974) muchas civilizaciones en el pasado han colapsado y desaparecido debido a la destrucción de los recursos naturales, especialmente el suelo. La intervención humana muy a menudo tiene un fuerte impacto en los recursos, los que son desmejorados o agotados en sus potencialidades y son prontamente sustituidos por recursos artificiales, los cuales son más intensivos desde un punto de vista energético (por ejemplo sustitución de compuestos orgánicos por fertilizantes químicos). Bajo el concepto de sustentabilidad la reducción de las entradas energéticas externas y el mejoramiento del manejo de las especies incrementa la diversidad del sistema, mientras al mismo tiempo se mantiene el nivel constante de productividad. A nivel local la sustentabilidad de una unidad dada (parcela, campo) puede ser valorada solamente mediante la comparación con unidades similares que están bajo diferentes manejos. Para cualquier caso los bioindicadores, pequeños organismos de un hábitat dado, representan la herramienta práctica para evaluar comparativamente la sustentabilidad de un campo o del paisaje, o de un área recuperada (Paoletti *et al*, 1997).

Agroecosistemas

Desde el punto de vista de los ecosistemas, los agroecosistemas se asemejan a sistemas no manejados por estar basados en la obtención de energía solar, pero difieren en que dependen de energía auxiliar (labor humana, combustibles, químicos) para aumentar su productividad (Koehler, 1999). Estos ambientes poseen ciertos rasgos característicos, a menudo únicos, que los distinguen de los ecosistemas naturales. Ejemplos de esto son una alta salida de material orgánico y nutrientes, una capa de restos orgánicos relativamente insignificante, y una baja diversidad de especies vegetales. Además son únicos en su alto grado de manipulación humana a través de cultivos, fertilización y tratamientos con biocidas (Andrén *et al.*, 1988). El resultado neto de la simplificación biológica con propósitos agrícolas es un ecosistema artificial que requiere la intervención constante del hombre, mientras que en ecosistemas naturales la regulación interna de las funciones es producto de la diversidad de especies a través de flujos de energía y nutrientes. Esta forma de control es perdida progresivamente bajo una intensificación agrícola (Swift & Anderson, 1993). El control del agroecosistema es

externo y orientado tras un objetivo particular (Odum, 1984). Entonces, según Altieri (1999) hasta la descomposición de los residuos es alterada porque el crecimiento vegetal es cosechado y la fertilidad del suelo no es mantenida a través del flujo de nutrientes sino con fertilizantes. Los sistemas de cultivo modernos son productivos pero deben ser sostenidos constantemente por entradas de energía, convirtiéndose en sistemas altamente dependientes de los insumos externos. Además la mayoría de los insumos provienen de recursos naturales no renovables.

Una característica clave en los sistemas de cultivos anuales es la naturaleza y frecuencia de los regímenes de perturbación del suelo. La labranza y la siembra periódicas revierten continuamente el área cultivada a un estado más temprano de la sucesión ecológica (Altieri, 1999). Con el establecimiento de cada cultivo comienza una sucesión secundaria controlada y de corto plazo (Koehler, 1999). La sucesión puede ser interrumpida en varios estadíos por las prácticas agrícolas tales como la labranza y la aplicación de fertilizantes y pesticidas (Ferris & Ferris, 1974; Waskilewska, 1979). La simplificación en los manejos del paisaje en la mayoría de los casos significa el mantenimiento de la sucesión ecológica en sus primeras etapas, con un gran número de pocas especies dominantes (Odum, 1984). En consecuencia la diversidad de la comunidad comienza con un nivel bajo, aumenta hacia las etapas intermedias de la sucesión y generalmente disminuye de nuevo con el clímax (Begon *et al.*, 1988).

Biodiversidad agrícola

Swift & Anderson (1993) indican que la biodiversidad agrícola puede ser agrupada como sigue: biota productiva: cultivos, arboles y animales elegidos por los productores, que juegan un rol determinante en la biodiversidad y complejidad del agroecosistema; biota de recursos: organismos que contribuyen a la productividad a través de la polinización, control biológico, descomposición, etc.; y biota destructiva: malezas, insectos plagas, microbios patógenos, etc. que los productores tratan de disminuir a través del manejo cultural. Por su parte Vandermeer & Perfecto (1995) establecen que en los agroecosistemas se pueden reconocer dos componentes distintos de la biodiversidad: el primero, la biodiversidad planeada, que es la biodiversidad asociada al cultivo y al ganado incluida a propósito en el agroecosistema por el productor, y que varía de acuerdo a los manejos y al arreglo espacio-temporal de los cultivos. El segundo componente, la biodiversidad asociada,

incluye toda la flora y fauna, herbívoros, carnívoros, descomponedores, etc. que colonizan los agroecosistemas desde ambientes circundantes y que prosperan en el agroecosistema dependiendo de su estructura y manejo.

Influencia de los manejos agronómicos en el suelo

El impacto de las prácticas agrícolas en la biota del suelo y sus funciones dependen en gran medida del método de cultivo empleado. Los efectos de los manejos sobre la fauna del suelo son difíciles de separar unos de otros (Bardgett & Cook, 1998). Bajo sistemas de manejo convencionales el arado entierra el material orgánico en el suelo, donde con buenas condiciones de aireación pueden prosperar bacterias de metabolismo rápido, mientras que el sistema de siembra directa favorece el desarrollo de hongos edáficos (Koehler, 1999). Entonces la cadena alimentaria descomponedora en un sistema de cultivo tradicional es de base bacteriana, con un alto riesgo de pérdida de nutrientes por lixiviación. En un sistema de siembra directa la cadena es de base fúngica y más conservadora de nutrientes (Hendrix *et al.*, 1986).

Los manejos afectan a las poblaciones de organismos edáficos ya sea alterando la calidad y cantidad de restos vegetales que ingresan al suelo tanto como influenciando el microhábitat edáfico en términos de sus características físicas, químicas y fisicoquímicas. La perturbación física del suelo causada por la labranza y el manejo de los residuos es un factor crucial en la determinación de la actividad biológica del suelo y la diversidad biológica del agroecosistema. Para Altieri (1999) la pérdida del microhábitat edáfico causa un decrecimiento de la densidad de especies que habitan el agroecosistema, reducción que considera un factor negativo. El mismo autor concluye que la mayor influencia de las prácticas de manejo agrícola en la actividad biológica se relaciona con el ciclado de nutrientes, cambios en la entrada de Carbono y Nitrógeno y en el ambiente físico del suelo, impactos negativos del uso de químicos sintéticos en los microorganismos y la actividad de la fauna del suelo.

La carga de contaminantes que se incorporan termina afectando la producción biológica del suelo. Esto se evidencia en la disminución de la diversidad y densidad de los microorganismos, considerados muy importantes ya que actúan en todo proceso de reciclado de la materia orgánica, son los motores de los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno, fósforo, azufre, entre los más destacables y

son acumuladores de energía en el suelo, entre otras muchas actividades. La importancia del componente microbiológico es a menudo subestimada porque son organismos no visibles a ojo desnudo. La materia orgánica es el principal reservorio terrestre de carbono, nitrógeno y azufre y el ciclado y disponibilidad de estos elementos están siendo constantemente alterados por la mineralización e inmovilización por parte de la biomasa microbiana (Doran & Parkin, 1994). Pero también el ecosistema se altera en otros niveles de vida; desaparecen especies o disminuyen las poblaciones de muchos invertebrados que viven en el suelo y que intervienen en diversos procesos pedológicos de gran importancia para la vida.
Numerosos autores han señalado que la ocurrencia de la fauna edáfica está relacionada a factores ambientales tales como: estructura, porosidad, pH, humedad, contenido de materia orgánica y profundidad del suelo (Curry, 1978; Roske, 1989; Dekkers *et al.*, 1994; Kovac & Miklisova, 1995; Ushiwata *et al.*, 1995). En los agroecosistemas la abundancia, diversidad y biomasa de la fauna edáfica están influenciadas por una amplia gama de prácticas de manejo utilizadas en la agricultura. Baker (1998) señala que las variables de manejo claves que influencian fuertemente las propiedades del suelo son: el tipo de labranza, la rotación de cultivos, el tratamiento de los residuos de los cultivos y la aplicación de pesticidas y fertilizantes. En el caso de pastizales bajo uso ganadero Bardgett & Cook (1998) agregan la influencia del pastoreo por parte del ganado.

Con respecto a ambientes naturales o semi naturales incluidos en los agroecosistemas, se dispone de escasa información a nivel mundial referente a la diversidad y densidad de la mesofauna edáfica. Behan-Pelletier (1999) indica que un factor que aporta confusión acerca de la predictibilidad de los cambios en las poblaciones de ácaros producidos por la actividad agrícola es que están muy pobremente investigados los ambientes naturales o semi naturales adyacentes. La mayoría de los autores señalan que en los ambientes de estas características la diversidad y densidad de la mesofauna son máximas, y se reducen a medida que se incrementa el ingreso de energía y materia al sistema (Elliott *et al.*, 1988; Sanyal, 1990, entre otros). Algunas investigaciones han demostrado que el número de ácaros y colémbolos es mayor en suelos con escasas o ninguna práctica de labranza en comparación con la aplicación de sistemas de cultivo tradicionales (Hendrix *et al.*, 1986; Andrén *et al.*, 1988; Heisler *et al.*, 1998; Loranger *et al.*, 1998;

Neave & Fox, 1998; Bandyopadhyaya *et al.*, 2002). Desde mediados del siglo XX Franz (1942) reportó la drástica disminución de la fauna en campos cultivados en comparación con suelos no cultivados y su consecuencia en la fertilidad. Esto es en parte debido a que la cubierta de residuos del cultivo provee un recurso alimentario rápidamente disponible, modera los efectos de las temperaturas extremas y reduce la pérdida de humedad. Bajo sistemas de cultivo convencionales, el número de microartrópodos decrece como resultado de la destrucción del horizonte superficial, la exposición a la desecación, la destrucción del hábitat y la dificultad de acceso a los recursos alimentarios (Hulsman & Wolters, 1998; Neave & Fox, 1998; Fox *et al.*, 1999). Los sistemas agrícolas convencionales están caracterizados por perturbaciones frecuentes y repetidas, a menudo dentro del ciclo de vida de algunos organismos edáficos (por ejemplo ácaros) y por una "limpieza" de la superficie del suelo, particularmente entre la cosecha y la implantación del nuevo cultivo (Koehler, 1999).

Sin embargo Bardgett & Cook (1998) señalan que la evidencia disponible apunta a que la diversidad y densidad de la fauna en suelos naturales es menor que en agroecosistemas de bajo ingreso de energía y materia. Siepel (1996a) señala que la densidad y la diversidad de especies de la mesofauna en sitios con manejos con baja entrada de energía y materia son aproximadamente el doble que en sitios con alta entrada. Estos resultados indicaron que la comunidad de microartrópodos en los sitios de baja entrada de energía y materia estaba dominada por organismos fungívoros, mientras que en los sitios de alta entrada de energía y materia eran remplazados por organismos bacteriófagos. En general los manejos intensivos con grandes cantidades de insumos, energía de fertilizantes inorgánicos y altas densidades de pastoreo impactan negativamente en la diversidad, pero no necesariamente en la densidad de la fauna edáfica (Bardgett & Cook, 1998). Estos manejos tienden a favorecer a las especies bacteriófagas oportunistas con reproducción sexual y buenas capacidades dispersivas (especies tipo r-estrategas). En contraste los suelos con manejos de baja entrada de energía y materia contienen una fauna más diversa, caracterizada por especies más persistentes, en general fungívoras (Bardgett & Cook, 1998).

Los cambios en la comunidad de fauna a lo largo de los gradientes de manejo sugieren que, tal como ocurre en otras comunidades de plantas y animales (Grime,

1979), en el suelo existe una relación entre la diversidad y densidad de las especies y el nivel de perturbación que gráficamente es de tipo acampanada (Bardgett & Cook, 1998). Es decir que la diversidad es máxima a niveles medios de perturbación y menor en los dos extremos de este gradiente. Esto sugiere que un ambiente altamente estable, uniforme con abundantes recursos, como un pastizal no-manejado, favorece la dominancia de especies particularmente competitivas, forzando la exclusión competitiva. Sin embargo el estrés moderado, como por ejemplo los sistemas de manejos orgánicos, sistemas de baja entrada de energía y materia, puede reducir la probabilidad de exclusión competitiva y permitir el desarrollo de otros organismos. En el otro extremo, el estrés severo impuesto por la agricultura intensiva lleva claramente a una reducción en la diversidad de la fauna del suelo (Bardgett & Cook, 1998). Los sistemas de bajo input pueden ser análogos a algún punto intermedio en la sucesión de la comunidad. La hipótesis de las perturbaciones intermedias (Connell, 1978) propone que la diversidad más elevada de una comunidad es mantenida por los niveles intermedios de perturbación. Si las perturbaciones se producen con alta frecuencia, la sucesión permanecerá en una fase pionera, con una diversidad baja y a medida que aumente el intervalo de las perturbaciones aumentará también la diversidad, ya que existe el tiempo necesario para que otras especies invadan el espacio (Begon *et al.*, 1988). Para Bardgett & Cook (1998) el estado de máxima diversidad en el suelo producto de las perturbaciones puede ser mantenido por perturbaciones de corto plazo o por pulsos regulares de recursos (aplicación de abonos orgánicos). A menudo esos sistemas son entendidos como "sub-clímax antropogénicos" estabilizados por pulsos que representan un estado de desarrollo más bajo del clímax que se desarrollaría en la ausencia de la perturbación (Odum, 1969).

Con respecto a la diversidad de la fauna del suelo Koehler (1999 pp396) señala que es baja en los estados tempranos de la sucesión, cuando unos pocos colonizadores pioneros especializados con altas capacidades dispersivas y reproductivas tienen la oportunidad de desarrollar grandes poblaciones. La diversidad se incrementa rápidamente, y puede alcanzar aún mayores niveles que en los estados finales de la sucesión (Remmert, 1984 citado por Koehler, 1999 pp396). El estado de la sucesión de la comunidad edáfica puede reflejar la historia de perturbaciones del sistema (Neher, 1999).

En contraste con otros ecosistemas terrestres los sistemas ganaderos se caracterizan por una alta carga de herbívoros. Esto influencia en gran medida el crecimiento de las plantas ya que los mencionados animales consumen más de la mitad de la producción primaria neta superficial y más de un cuarto de la subterránea (Detling, 1988). El ganado también tiene una influencia importante en los ciclos de los nutrientes: una gran parte de los nutrientes tomados por las plantas es directamente reciclado a través de la excreta de los animales y resulta en una reincorporación acelerada al suelo de, particularmente, nitrógeno y fósforo (Ruess & Mc. Naughton, 1987). Por lo tanto los suelos pastoreados tienden a tener pequeñas cantidades de material orgánico muerto en la superficie pero niveles elevados de nitrógeno orgánico y carbón (Bardgett, 1996). Bardgett & Cook (1998) concluyen que estas características se combinan para producir ambientes edáficos que sostienen una comunidad microbiana y de mesofauna abundante y diversa.

Los cambios en la presión de pastoreo modifican el ambiente para los habitantes del suelo, afectando su diversidad y densidad. Por ejemplo el incremento de la densidad de ovejas en pasturas redujo severamente el número de colémbolos en varios estudios (King & Hutchinson, 1976; Walsingham, 1976). Estas respuestas se atribuyen a cambios en los espacios porosos del suelo y cambios en la hojarasca superficial (Bardgett & Cook, 1998).

Bioindicadores

El concepto de bioindicador es una simplificación trivial de lo que probablemente sucede en la naturaleza (Paoletti, 1999). El mismo autor lo define como una especie o ensamble de especies que está particularmente bien ligado a características específicas del ambiente y/o reacciona a impactos y cambios (Paoletti & Bressan, 1996; Van Straalen, 1997). Desde un punto de vista científico un indicador es expresado como un evento, entidad o condición que caracteriza típicamente una situación o un ambiente dado; determina o ayuda a determinar si se dan ciertas circunstancias o si se satisfacen ciertos criterios (Bolger & Hepburn, 2000).

El antecedente más importante surge de la Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD,1991) cuando publica el set preliminar de indicadores ambientales. Luego en los años 1993 y 1994 lanza el modelo de Presión, Estado y

Respuesta (modelo PSR) para evaluar y monitorear las condiciones del ambiente (Cantú *et al.*, 2002).

En 1995 el Banco Mundial presentó una matriz de indicadores ambientales organizada en una doble entrada. Le incorporó al modelo PSR un modelo que contempla las funciones del ambiente, los recursos naturales y los riesgos: Fuente de Recursos, Sumidero de Residuos, Soporte de actividades y Provedor de servicios y el Bienestar Humano. La FAO (Food and Agriculture Organisation) en asociación con el Banco Mundial, la UNDP (UN Develovment Program) y la UNEP (UN Environmental Program) desarrollaron el programa LQI (Land Quality Index) donde se establecieron listas de indicadores para evaluar y armonizar la producción de alimentos y la protección ambiental utilizando el modelo PSR (Dumanski & Pieri, 1997).

Los bioindicadores de calidad de suelo son propiedades o procesos biológicos dentro de los componentes de un ecosistema que indican algún estado del mismo. Es deseable que los bioindicadores de calidad sean mediciones que tengan el potencial de mostrar que el suelo está degradado: esto es, bioindicadores de degradación del suelo (Elliott, 1997). Altieri (1999) señala que los objetivos de los estudios basados en bioindicadores es usar a los componentes vivientes del ambiente bajo estudio (especialmente aquellos con la mayor diversidad, por ejemplo invertebrados) como una clave para valorar las transformaciones y sus efectos y, en el caso de recuperación de paisajes, para monitorear los procesos de remediación en diferentes partes del paisaje a lo largo del tiempo. Los bioindicadores pueden ser utilizados para valorar y remediar áreas contaminadas, en pos de ser recuperadas (Van Straalen & Krivolutskii, 1996). Esta aproximación puede mejorar las políticas tendientes a reducir el impacto humano en los paisajes. La reducción en el uso de pesticidas agrícolas puede ser monitoreada adecuadamente con los bioindicadores para evaluar los beneficios de nuevas políticas (Paoletti, 1997; Pimentel, 1997). Es evidente que estos usos dependen de la aplicación de políticas, de proyectos de uso de la tierra, de leyes, hechos que actualmente no son corrientes en la República Argentina.

Los indicadores biológicos de calidad representan, en diferentes ecosistemas, distintos aspectos de la calidad de suelos (Elliott, 1997). Para Knoepp *et al.* (2000)

estos indicadores sirven para monitorear o medir tres funciones o parámetros básicos: el desarrollo de la estructura, la retención de nutrientes y la actividad biológica. Estos autores dividen los indicadores biológicos en cuatro grupos: disponibilidad de nitrógeno, descomposición de la hojarasca, poblaciones de fauna y disponibilidad de carbono.

Doran & Zeiss (2000) indican que cualquier indicador de calidad debe cumplir con los cinco criterios siguientes: sensibilidad a variaciones en el manejo, buena correlación con las funciones del suelo, utilidad para elucidar los procesos del ecosistema, comprensibilidad y utilidad para los encargados de manejar la tierra y además, ser fáciles y baratos de medir. Los organismos edáficos cumplen con los tres primeros criterios. Constituye aun un interrogante si los indicadores biológicos pueden ser accesibles a los encargados del manejo de los suelos. El último criterio puede tornarse un argumento en contra del uso de algunos parámetros biológicos de la comunidades de fauna del suelo como por ejemplo los índices de diversidad, ya que para su cálculo se requiere un conocimiento acabado de la taxonomía de los organismos en cuestión.

Los bioindicadores pueden ser de mucha utilidad si cierto factor de impacto no es fácilmente medible. Por ejemplo en agroecosistemas, el efecto de pesticidas es relativamente fácil de observar en la fauna epígea, mientras que la determinación química del (muy transitorio) residuo representa mayores problemas (Van Straalen, 1997). Otro argumento que soporta la aplicación de sistemas de bioindicadores es que integran la información ambiental durante un cierto período de tiempo, mientras que las mediciones físicas, químicas y fisicoquímicas usualmente proveen sólo una medición instantánea (Van Straalen, 1997). De cualquier modo, la valoración de la calidad ambiental a través de la utilización de indicadores basados en la biodiversidad involucra un cambio sustancial en la perspectiva, no solo de los expertos y técnicos sino que también del público y la sociedad en general (Paoletti, 1999).

Los indicadores en el tiempo

Las respuestas de los indicadores pueden ser de tipo dinámicas, por lo que se torna muy importante la elección de un punto adecuado de muestreo en el tiempo. Se podría muestrear frecuentemente para obtener un claro entendimiento de la

respuesta integrada. Sin embargo es a menudo poco práctico el uso de bioindicadores que deben ser muestreados frecuentemente (Elliot, 1997). Los indicadores que responden lentamente tienen un valor restringido porque toma un tiempo considerable obtener una respuesta medible. Elliot (1997) indica que es preferible trabajar con indicadores que respondan en un marco temporal intermedio de forma que, por un lado, capturen las respuestas que ocurren durante períodos de tiempo cortos y por otro integren adecuadamente la respuesta de modo que se requiera una frecuencia de muestreo razonable.

Si ciertas observaciones tomadas en fechas específicas del año tienen valor práctico como indicadores, es entonces importante considerar la variabilidad que pueden tener debido a las fluctuaciones temporales en las condiciones ambientales (Gupta & Yeates, 1997). La información de las fluctuaciones estacionales en los bioindicadores (aunque son costosas y lentas de medir) puede darnos una mejor visión de los efectos a largo plazo de las prácticas de manejo en la fauna y su funcionamiento (Crossley *et al.*, 1989).

La fauna como indicador

Ecosistemas acuáticos

En ecosistemas acuáticos debido al creciente deterioro de la calidad ambiental, se están implementando métodos de evaluación de la integridad ecológica mediante variables biológicas. Existe un importante desarrollo de indicadores biológicos utilizando los organismos del zoobentos y se está extendiendo su uso como herramienta de trabajo en los protocolos de evaluación de agencias y autoridades de aplicación de control ambiental en diferentes países. Resulta importante conocer algunas de las metodologías que se aplican y algunos de sus fundamentos para tenerlos en cuenta al momento de definir bioindicadores de calidad de suelos. La Agencia de Protección Ambiental de EEUU (EPA) ha desarrollado un sistema de valoración de la calidad ambiental de arroyos y ríos mediante la evaluación de parámetros biológicos de los organismos del bentos. Los llamados "Métricos Bentónicos" son parámetros que evalúan aspectos tanto de los elementos como de los procesos dentro de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Barbour *et al.*, 1999). Estos parámetros medibles varían de un modo predecible en respuesta a una perturbación antropogénica (Apfelbeck, 1999). Las categorías que agrupan a

los métricos son: mediciones de riqueza, de composición, de tolerancia/intolerancia, de tipo alimentarias y relativas al hábitat. Algunos de los métricos utilizados para el análisis son el número total de taxones, el número de taxones de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, el porcentaje de organismos tolerantes y el porcentaje de organismos filtradores. Para cada caso se presenta una predicción de la respuesta ante un incremento de la perturbación del sistema, así por ejemplo se prevé que el número de taxones pertenecientes al orden Ephemeroptera decrezca con un incremento de la perturbación. Luego los métricos son agrupados en índices biológicos de calidad ambiental, como por ejemplo el Indice Bentónico de Integridad Biótica (IBI) que se traduce posteriormente en una clase de calidad ambiental. En el proceso de selección de métricos es imprescindible la caracterización de condiciones de referencia que son la base de la valoración y permiten el establecimiento de los límites de los métricos elegidos (Barbour *et al.*, 1999). Según Apfelbeck (1999) el propósito de los índices basados en métricos es expresar e interpretar cuan similar es una comunidad de macroinvertebrados de un sitio dado a su potencial si no hubiese sido alterado, esto es, a su condición de referencia. El índice IBI fue desarrollado por primera vez por Karr (1981) para peces salmónidos. La versión original contemplaba el cálculo de doce métricos. Posteriormente fue adoptado por numerosos investigadores y aplicados a otras comunidades de organismos. Actualmente el IBI tiene una estructura basada en el cálculo de numerosos métricos simultáneos, pero difiere del original en el número, identidad y puntuación de los métricos.

Posteriormente a los trabajos de la EPA, han surgido protocolos similares en varios estados de EEUU y en otros países del mundo. Por ejemplo el Departamento de Protección Ambiental de Maine (USA) ha desarrollado una metodología para el cálculo de métricos e índices de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados (Davies & Tsomides, 1997). En este sistema se calculan un total de treinta índices métricos, entre los que figuran la abundancia total de individuos, la riqueza genérica, la abundancia de plecoptera, el índice de diversidad de Shannon, la abundancia relativa de Chironomidae, la riqueza relativa de Diptera, entre otros. Luego los resultados son expresados como "clases de calidad de hábitat", basadas en parámetros biológicos. En su conjunto, estos análisis no constituyen un sustituto de los datos fisicoquímicos, sino que los complementan (Gualdoni & Corigliano, 1991; Corigliano *et al.*, 1998).

La fauna del suelo como indicador

El incremento en el interés por la agricultura sustentable, la contaminación y recuperación de suelos, ha resultado en varios estudios sobre la fauna del suelo como bioindicadora (Linden *et al.*, 1994). La fauna edáfica puede ser indicadora con notable precisión de determinadas situaciones anómalas que a menudo escapan a los análisis físicos, químicos y fisicoquímicos (Parisi, 1979; López-Fando & Bello, 1995; Roger *et al.*, 1995). En tiempos pasados se hizo énfasis en las propiedades físicas y químicas como indicadores de la calidad del suelo más que en las propiedades biológicas, las cuales son más difíciles de medir, predecir o cuantificar. Sin embargo los indicadores de calidad del suelo basados en propiedades biológicas y ecológicas son actualmente considerados más dinámicos que aquellos basados en propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas, y por lo tanto tienen la ventaja de servir como señales tempranas de la degradación del suelo (Janke & Papendick, 1994). Según (Linden *et al.*, 1994) está claro que la fauna provee una medida integradora de la condición del suelo y de una respuesta particular a una perturbación o a un manejo.

La densidad poblacional y la composición de la fauna de microartrópodos son indicadores de la condición del suelo (Call & Davies, 1988; Kaiser & Lussenhop, 1992; Haq, 1994) y de la rehabilitación de la calidad del ecosistema debido a que pueden integrar información acerca de otros valores tales como la calidad del suelo (Curry & Good, 1992).

En general las actividades de los organismos influencian la mayoría de los procesos que definen las propiedades funcionales del suelo. Por lo tanto algunas medidas de la abundancia, diversidad y actividad de la fauna edáfica pueden proveer indicadores útiles de la calidad del suelo (Linden *et al.*, 1994). Algunas formas de medir las variaciones de la actividad biológica en ambientes afectados por procesos de degradación de su calidad son, entre otras, la valoración de la biomasa total de microorganismos y la variabilidad en la población de ciertos organismos sensibles a los cambios ambientales.

Existen pocas instancias en las que las mediciones absolutas de biomasa microbiana pueden proveer una medida definitiva de la calidad del suelo. El criterio de calidad cambia dependiendo de como el recurso está siendo utilizado (Sparling,

1997). Actualmente no hay valores de referencia aceptados ni límites definidos por encima o debajo de los cuales los índices de biomasa microbiana puedan ser medidas de calidad del suelo justificadas (Sparling, 1997). A través de la comparación de la biomasa microbiana y la respiración del suelo bajo técnicas particulares de manejo con sitios similares de referencia, se puede obtener una estimación de la tasa de cambio bajo ese tipo de manejo (Pankuhrst *et al.*, 1997).

Gupta & Yeates (1997) señalan que los nematodos y protozoos generalmente responden en buena medida a los cambios en las condiciones del suelo y como grupo parecen poseer las características generales requeridas para ser utilizados como bioindicadores. La diversidad funcional o trófica de estos grupos aparecen como los atributos más útiles para ser usados como bioindicadores. Foissner (1999) resume en un reciente trabajo los pros y contras de la utilización de protozoos como bioindicadores de calidad de suelo, con una revisión metodológica y ejemplos representativos.

En el caso de los nematodos, uno de los parámetros potenciales para medir el impacto de perturbaciones en el suelo con comunidades de estos organismos es el "Maturity Index" (MI) desarrollado por Bongers (1999). En Holanda, por ejemplo, el Instituto Nacional de Salud Pública y del Ambiente utiliza rutinariamente el MI como una herramienta de evaluación de calidad de suelo. El MI es un índice basado en la agrupación de los taxones de acuerdo a las estrategias de vida de las especies y se fundamenta en los principios de sucesión y en la sensibilidad relativa de varios taxones al estrés o a la disrupción del patrón de sucesión ecológica de la comunidad (Neher, 1999). Se calcula la proporción de nematodos colonizadores (r-estrategas) y persistentes (k-estrategas) en las muestras y se obtiene un índice general. El MI fue usado en agroecosistemas para diferenciar entre regímenes de labranza y se obtuvo, por ejemplo, que el valor del MI está inversamente relacionada con la frecuencia de perturbación del suelo (Bongers & Ferris, 1999).

De forma similar, los formícidos han recibido mucha atención por parte de investigadores como potenciales bioindicadores de calidad de suelo. En Australia las hormigas han sido usadas exitosamente como indicadores de la recuperación de ambientes afectados por explotaciones mineras, mediante análisis de la comunidad basados en la composición de grupos funcionales (Andersen, 1997). Además

existen trabajos acerca de la utilización de las comunidades de hormigas como indicadores de calidad de suelo en relación a diferentes prácticas de manejo agrícolas y como indicadores de la condición del agroecosistema (Andersen, 1990 y 1997; Peck *et al.*, 1998; Lobry de Bruyn, 1999).

Desde que Charles Darwin comprendió el destacado rol de las lombrices de tierra en el suelo hasta la actualidad, estos anélidos han sido uno de los organismos más extensamente estudiados. Sin embargo aunque actualmente la presencia de lombrices es generalmente asociada a suelos de buena calidad, aun no han podido establecerse relaciones que permitan utilizarlas como bioindicadores de calidad. En relación a esto Pankhurst *et al.* (1997) concluyen que las lombrices ofrecen solo un potencial limitado para actuar como indicadores de calidad.

Lavelle & Nahmani (2000) proponen un procedimiento para la utilización de la macrofauna edáfica como indicador de calidad en ecosistemas tropicales, que consta de dos etapas. Primero la construcción de una base de datos de macrofauna de al menos varios cientos de sitios, con condiciones naturales y alteradas. Luego el diseño de los índices de calidad basado en el desarrollo de un análisis estadístico multivariado (por ejemplo un Análisis de Correpondencia). Los autores señalan que solo cuando se reúna una suficiente cantidad de datos se podrá valorar si con estos cálculos se puede diferenciar entre los distintos tipos de perturbaciones o no.

Según Linden *et al.* (1994) las comunidades de nematodos y protozoos han recibido la mayor atención, pero otros grupos de meso y macrofauna deben ser considerados como potenciales bioindicadores de calidad. Se necesitan nuevas investigaciones sobre la biodiversidad del suelo, tanto taxonómicas como funcionales, para aumentar nuestra eficiencia para valorar los cambios en la calidad (Linden *et al.*, 1994).

Mesofauna

La definición de "mesofauna del suelo" se basa en una caracterización del tamaño corporal de los organismos edáficos. Se trata de animales cuyo largo corporal varía desde 0.1 a 2 mm. Se incluyen en este grupo los ácaros (Arachnida: acari), colémbolos (Insecta: collembola) y otros pequeños insectos (Insecta), arañas (Arachnida: araneida), enquitreidos (Oligochaeta: enchytraeidae), sínfilos y

paurópodos (Myriapoda: symphyla, pauropoda). Según Ruf (1998) la mesofauna es un buen indicador de calidad de suelo, útil para determinar si está en un estado natural o el grado en el cual está siendo afectado por las actividades humanas. Linden *et al.* (1994) resumen los posibles parámetros a utilizarse como bioindicadores de calidad de suelo basados en la mesofauna, desde el uso de una especie en particular hasta comunidades y procesos biológicos. Para ello agrupa las propiedades de la fauna del suelo en tres niveles: nivel de organismos y poblaciones (comportamiento, densidad, biomasa, etc.), nivel de comunidades (riqueza específica, grupos tróficos, etc.) y nivel de procesos biológicos (bioacumulación, descomposición, modificación de la estructura del suelo, etc.). En general los parámetros a nivel de organismos y poblaciones son más sensibles a perturbaciones específicas, posiblemente actuando como señales tempranas, mientras que los parámetros a nivel de comunidad sirven para valorar las perturbaciones en forma global (Mathes & Weidemann, 1990; Curry & Good, 1992). Van Straalen (1998) concluye al respecto que se necesita analizar la información contenida en toda la comunidad para desarrollar bioindicadores de suficiente resolución.

Para Van Straalen (1997, 1998) hay dos aspectos claves para evaluar cada bioindicador: la especificidad y la resolución que éstos poseen. La mayor especificidad es esperable en aquellos indicadores que están construidos en base a las respuestas de especies a un único factor ambiental (clasificaciones ecofisiológicas, tipos alimenticios). Los indicadores generales, como la diversidad específica y la estructura de dominancia no dan una señal acerca de un factor dado porque reaccionan a diferentes factores de manera similar (Van Straalen, 1997).
No siempre es deseable una gran especificidad en los bioindicadores. Si no se tiene una idea *a priori* de los factores del suelo que están sujetos a cambios, sería preferible aplicar indicadores no específicos, un bioindicador general que reaccione a un rango amplio de factores y que de una idea de la calidad del suelo en general. A menudo es preferible combinar indicadores específicos con generales (Van Straalen, 1997).
Una gran resolución significa que el indicador responda prontamente a pequeños cambios en el factor edáfico en cuestión. Esto no está necesariamente correlacionado con la especificidad; por ejemplo las técnicas de análisis multivariados probablemente permitan la mayor resolución, porque utilizan gran

parte de la información de la comunidad, pero al ser descriptivas no revelan información acerca de los factores subyacentes a los cambios en la comunidad (Van Straalen, 1997).

Indicadores a nivel de especie

La aproximación más simple es seleccionar una especie en particular como indicador. Aunque no hay buenos ejemplos en la literatura que hayan desarrollado esta posibilidad, según Van Straalen (1998) podría esperarse que los indicadores basados en una especie tengan una aceptable especificidad ya que cada una reacciona en un camino único, pero el indicador tendrá una resolución baja debido a las inevitables fluctuaciones de densidad. Esto podría mejorarse a través de la expresión de la densidad de la especie indicadora como una fracción del grupo al cual pertenece (Van Straalen, 1998). Hogervorst *et al.* (1993) argumentaron que ciertos sitios de bosques difieren en su calidad como hábitat para los microartrópodos y que esto puede ser medido por el número total de animales en la comunidad. Se utilizó como un indicador de la "vitalidad" de un bosque la densidad del ácaro oribátido *Platynothrus peltifer* expresada como porcentaje del total de oribátidos de la comunidad (Hogervorst *et al.*, 1993). Van Straalen (1998) propone de manera similar que las densidades de diferentes grupos pueden ser comparadas con cada uno de los otros grupos como un indicador de la calidad de suelos.

Los cambios en la abundancia relativa de las especies pueden ser buenos indicadores, pero es necesario demostrar que tales cambios son debidos a una perturbación y no a fluctuaciones temporales naturales (Curry & Good, 1992).
Según Van Straalen (1997) el pH del suelo es el único factor para el cual es útil la utilización de una sola especie como indicadora. Hagvar (1984) y Hagvar & Abrahamsen (1984) encontraron una marcada correlación entre la abundancia del ácaro *Tectocepheus velatus* y el colémbolo *Mesaphorura yosii* con el pH. Fueron recolectadas grandes densidades de estos dos organismos en suelos de pH menor a 4. Por otro lado el colémbolo *Isotoma notabilis* mostró una relación positiva con el pH a campo (Van Straalen, 1997), resultados que fueron confirmados en posteriores experimentos de acidificación.

La misma especie de ácaro fue utilizada como indicador de polución industrial en bosques de pinos de Polonia (Klimek, 1999) y en una investigación en suelos de Alemania (Hulsmann & Wolters, 1998)

En agroecosistemas Behan-Pelletier (1999) indica que hasta el momento no se han identificado especies claves de ácaros oribátidos y astigmatas como indicadoras de calidad de suelo y que la utilización de características de una especie como indicadora se encuentra aún en estado preliminar.

Indicadores a nivel de comunidad

La investigación de los microambientes edáficos y los requerimientos fisiológicos exactos de las especies individuales es necesaria, pero la aproximación a nivel de la comunidad puede ser más informativa con respecto a las condiciones del suelo en su conjunto. Considerando una comunidad se registra una respuesta biológica a un hábitat y con técnicas analíticas convenientes se pueden distinguir patrones fundamentales de respuesta de los efectos meramente estacionales o efectos secundarios (Davis, 1963).

Lavelle & Nahmani (2000) señalan que aunque cada grupo particular de organismos tiene cierto valor como indicador dado que responden de alguna manera a las perturbaciones, las respuestas detectadas a nivel de especie son difíciles de evaluar precisamente. Estos autores indican que utilizando de 20 a 30 grupos taxonómicos de jerarquía superior en vez de pocas especies de un solo grupo taxonómico se logra caracterizar un rango mucho más amplio de condiciones del suelo. En un trabajo de síntesis Behan-Pelletier (1999) concluye que inicialmente, la valoración de la diversidad taxonómica y la riqueza específica de la comunidad de ácaros del suelo, especialmente de los taxones dominantes, provee un indicador simple de la complejidad ecológica de la comunidad.

Indices de diversidad

Numerosos investigadores han intentado medir la diversidad global de las comunidades de organismos. Es necesario describir de alguna manera esta diversidad (Pankhurst, 1997) por lo que han sido desarrollados un gran número de

índices que intentan mostrar las diferentes facetas de la biodiversidad (Magurran, 1988). Pero a pesar de la disponibilidad de estas herramientas, existe una gran controversia respecto de la utilidad o no de los índices de diversidad como indicadores de calidad de suelo. Mientras que para algunos autores se ha probado que los índices de diversidad simples no son muy útiles (Linden *et al.*, 1994; Van Straalen, 1998, Lavelle & Nahmani 2000), otros insisten en que pueden ser herramientas útiles porque no solo proveen medidas cuantitativas para caracterizar un ecosistema sino que además sirven para realizar comparaciones entre diferentes ecosistemas (Porazinska *et al.*, 1999).

Estos parámetros resumen una gran cantidad de información pero se necesita mucho tiempo y esfuerzo desde el punto de vista taxonómico para calcularlos y proveen escasos argumentos para el entendimiento de los mecanismos subyacentes a los cambios (Linden *et al.*, 1994). Además, usualmente no tienen capacidad predictiva ni proveen estimadores de la variabilidad (Curry & Good, 1992). Numerosos trabajos indican que los índices de diversidad (por ejemplo el índice de Shannon) reaccionan de una manera poco específica porque hay muchos factores que influencian la diversidad (Pankhurst, 1997; Van Straalen, 1998).

Pero a pesar de las limitaciones citadas algunas medidas de diversidad han sido utilizadas exitosamente para describir y cuantificar los efectos de la contaminación ambiental y las perturbaciones en las comunidades de algunos organismos. La mayoría de los estudios fueron realizados en comunidades acuáticas: diatomeas, algas verdeazules y fitoplánctón. Algunas generalizaciones importantes que emergen de estos estudios son, por ejemplo, que los sistemas contaminados o enriquecidos exhiben una reducción de la biodiversidad, y que la dominancia de especies está inversamente relacionada a la diversidad y estabilidad de la comunidad (Pankhurst, 1997). Estas generalizaciones pueden ser aplicadas directamente a los ecosistemas edáficos, pero debido a las dificultades en la valoración de la diversidad mencionadas anteriormente, pocos estudios han utilizado los índices de diversidad a nivel de comunidad para valorar el impacto de perturbaciones en la calidad del suelo (Foissner, 1987; Pankhurst, 1997).

Wardle (1995) utilizó el índice de diversidad de Shannon para valorar la influencia de la labranza (labranza convencional contra siembra directa) en la biodiversidad de varios grupos de organismos edáficos, entre ellos ácaros y colémbolos. La respuesta

de la mesofauna fue impredecible, con algunas experiencias que evidenciaron mayor diversidad en respuesta a la labranza y otras lo inverso. Según Pankhurst (1997) este tipo de respuesta refleja probablemente los múltiples efectos que puede tener la labranza en el ecosistema del suelo.

Indicadores basados en rasgos de historia de vida

Diversos autores han propuesto la utilización de parámetros estructurales de la comunidad de artrópodos del suelo como bioindicadores de calidad de suelos, por lo que la investigación a nivel de características de las comunidades está más avanzado que en otros niveles (Behan-Pelletier, 1999). Considerando las estrechas relaciones entre los artrópodos edáficos y sus nichos, la estructura de la comunidad podría ser usada como un buen bioindicador de calidad (Elliot, 1997; Van Straalen, 1997). Muchos artrópodos como por ejemplo colémbolos, ácaros oribátidos, isópodos y diplópodos llevan una vida bastante sedentaria y por lo tanto reflejan las condiciones locales del hábitat mejor que organismos con gran capacidad de desplazamiento. Estos hechos han sido reconocidos desde hace tiempo y se han establecido relaciones entre tipo de suelo y mesofauna del suelo en varios trabajos pedobiológicos (Ghilarov, 1977; Rusek, 1978; Kovac, 1994).

Por otro lado aún no ha sido desarrollada una verdadera teoría de composición de comunidades de artrópodos del suelo, comparable a los sistemas desarrollados en ecología vegetal. Van Straalen (1997) sugiere que esto podría deberse a una ausencia de conocimiento de parámetros ecológicos de las especies, que permita entender la ocurrencia de estas en base sus respuestas ecofisiológicas a factores edáficos específicos.

El desarrollo de un sistema de bioindicadores puede ser visto como lo opuesto a la relación entre un factor ambiental y un parámetro biológico (Van Straalen, 1997). La utilidad de un indicador depende del grado de correlación entre el factor ambiental causal y el parámetro ecológico. Si la estructura de la comunidad no es influenciada por el factor ambiental la relación será débil y es imposible convertirla para ser usada con un propósito de bioindicador. Este sería el caso de las comunidades determinadas principalmente por factores bióticos e interacciones internas, tales como competencia y predación. Un prerequisito para cualquier sistema de bioindicadores es que no muestre fluctuaciones al azar desligadas del factor

ambiental a ser evaluado en función de este parámetro (Van Straalen, 1997). Básicamente esto significa que la composición de la comunidad debería ser característica del sitio y estable en el tiempo mientras las condiciones ambientales no cambien. Con relación a la estabilidad de las especies de microartrópodos edáficos no son comunes los estudios a largo plazo de las comunidades sino que la mayoría cubren un período de uno o dos años de muestreo, lo que para Van Straalen (1997) resulta insuficiente para responder las cuestiones de la estabilidad temporal y la especificidad de sitio de las comunidades del suelo. De los pocos estudios a largo plazo disponibles, el mismo autor concluye que las poblaciones de microartrópodos del suelo son bastante estables durante cierto número de años, especialmente cuando sus densidades son elevadas. Bengtsson (1994), en un estudio de la variabilidad de las poblaciones de varios grupos de invertebrados (entre ellos ácaros y colémbolos), concluye que las comunidades estudiadas son muy estables anualmente. Cabe señalar que la mayoría de estos estudios fueron realizados en suelos de ambientes naturales en bosques de pinos u otros bosques, y que se dispone de escasos datos acerca de suelos de agroecosistemas.

En contraste a la estabilidad entre años las fluctuaciones de las comunidades dentro de un año (fluctuaciones estacionales) son muy importantes. Esto es debido principalmente a procesos demográficos (natalidad, mortalidad, reclutamiento) que muestran ciclos claramente estacionales. Es aceptado por la gran mayoría de los autores que la temperatura y la humedad del suelo son las principales fuerzas directoras de los eventos de historia de vida estacionales en los microartrópodos, especialmente en climas templados (Van Straalen, 1985; Stamou *et al.,* 1993; Bardgett & Cook, 1998).

Las variaciones estacionales de la mesofauna dependen de las historias de vida de cada especie. Por ejemplo algunas especies de colémbolos presentan picos máximos de densidades en primavera ú otoño mientras que otras fluctúan en forma gradual durante el año. Las densidades además son modificadas por cambios sucesionales siguiendo las perturbaciones o cambios en la cobertura vegetal. Entonces, las comunidades de microartrópodos edáficos muestran el alto grado de especificidad de sitio esperado, condición que Van Straalen (1997) señala como necesaria para su uso como bioindicadores.

Existen numerosos trabajos acerca de las respuestas ecológicas de grupos de organismos de la mesofauna a cambios en los parámetros del suelo (Dekkers *et al.*, 1994; Heisler *et al.*, 1998; Hulsmann & Wolters, 1998; Neave & Fox, 1998; Fox *et al.*, 1999). Pero el desarrollo de indicadores e índices de calidad de suelos se encuentra recién en una etapa inicial (Van Straalen, 1998). El mayor desafío para la utilización de bioindicadores lo constituye el poder sintetizar la información contenida en bases de datos complejas en uno o varios índices que puedan ser calculados a partir de los datos obtenidos de cada unidad taxonómica (Lavelle & Nahmani, 2000).

Sólo se han construido dos índices que utilizan propiedades de las comunidades de mesofauna del suelo como indicadoras de calidad de suelo. Ambos constituyen aproximaciones preliminares que pueden considerarse punto de partida para el desarrollo de bioindicadores basados en estos organismos. Un caso es la aplicación del "Maturity Index" (desarrollado originalmente para nemátodos) en comunidades de ácaros mesostigmátidos de suelos de bosques en Alemania (Ruf, 1998) y otro la construcción de índices de acidez del suelo en base a la tendencia de ciertas especies de artrópodos a desarrollarse bajo diferentes valores de pH (Van Straalen, 1998).

A pesar de esto, varios investigadores proponen la utilización de ciertas propiedades ecológicas de las comunidades de invertebrados edáficos como indicadores de calidad del suelo (Linden *et al.*, 1994; Van Straalen, 1997, 1998; Behan-Pelletier, 1999; Paoletti, 1999). La mayoría de las investigaciones coinciden en que es conveniente utilizar varios parámetros de la comunidad simultáneamente para evaluar el estado de los suelos.

Se considera que las comunidades de ácaros oribátidos responden a las prácticas agrícolas como la labranza, el monocultivo, el tratamiento con pesticidas y fertilizantes de una manera predecible y por tanto pueden ser usadas para detectar cambios en la calidad del suelo (Behan-Pelletier, 1999). Sin embargo las comunidades de todos los sitios alterados están formadas por los mismos géneros y a menudo las mismas especies de oribátidos. Debido a esto Behan-Pelletier (1999) señala que la clave es determinar si existen diferencias en la estructura de las comunidades que puedan ser usadas como indicadoras del tipo de perturbación del sistema. Una aproximación interesante la constituye la propuesta de Hagvar (1994) quien, inspirado en algunos trabajos de ecólogos del bentos marino, consideró la

estructura de dominancia de las comunidades de microartrópodos como indicadora. El método consiste en graficar la distribución de frecuencias del número de especies que se incluyen dentro de un rango de clases de abundancia (utilizando el logaritmo de la abundancia). Luego se interpreta que en las comunidades sometidas a estrés la distribución de las abundancias aparece sesgada hacia la derecha y se entiende este efecto como un movimiento de las especies más sensibles a clases de abundancia menores. Cuando estas especies desaparecen por extinción local la distribución gráfica puede volver a ser normal-logarítmica. Van Staalen (1997) considera que los cambios en la estructura de dominancia de las comunidades puede ser considerado como una señal temprana de estrés. Pero aunque esta propuesta parece ser muy interesante es necesario remarcar que adquiere solidez sólo si se dispone de datos de comunidades de al menos 100 especies, lo que limita en gran medida su aplicación a las comunidades de ácaros y colémbolos.

Posiblemente el mayor grado de resolución en un bioindicador puede ser obtenido a través del uso de métodos estadísticos multivariados para analizar la comunidad de artrópodos (Van Straalen, 1998). Los análisis estadísticos detallados de comunidades complejas pueden incrementar significativamente el conocimiento de las relaciones entre los factores del suelo y la comunidad de microartrópodos (Usher *et al.*, 1982; Cancela da Fonseca *et al.*, 1995).

En los métodos multivariados los datos son tomados como una serie de casos (sitios de muestreo) cada uno caracterizado por ciertas variables. En la ecología del suelo las variables son de dos tipos: densidades de invertebrados del suelo y características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo (Van Straalen, 1997). Entonces el análisis es diseñado para clasificar los casos basados en la correspondencia entre los dos grupos de variables. Esto es, identificar los factores ambientales que son los más importantes determinantes de la estructura de la comunidad. Sin embargo, como se indicó anteriormente, los análisis multivariados no pueden llevar a la obtención de bioindicadores específicos debido a que constituyen una técnica puramente descriptiva. Adicionalmente Van Straalen (1997) señala que si se quiere analizar efectos sutiles tales como la comparación de hábitats similares contaminados en diferente grado, el análisis es más difícil.

La especificidad de los bioindicadores puede ser aumentada utilizando los atributos ecológicos de las especies como base para la clasificación de la comunidad (Siepel, 1996b).

Van Straalen (1997) señala que existen varias razones para considerar no solo la importancia individual de las especies como indicadoras, sino además tomar en cuenta a los grupos de estas especies. Un primer argumento es que algunas especies se comportan de igual manera ante un factor de interés y por tanto no es necesario distinguir entre ellas con el propósito de utilizarlas como indicadoras. Esto además de ahorrar tiempo y esfuerzo facilitaría la aplicación práctica del indicador.

Otro argumento es que mediante la evaluación de las propiedades ecológicas de las especies el valor del indicador se torna más específico. Dentro de los artrópodos del suelo son raras las relaciones uno a uno entre la posición taxonómica y el nicho ecológico de las especies. Van Straalen (1997) señala que existen casos en que especies de la misma familia pueden ocupar nichos muy diferentes por lo que propone tres modos diferentes de clasificar a los artrópodos del suelo para mejorar el valor de las comunidades como bioindicadores: clasificación según historia de vida, según hábitos alimentarios y clasificaciones ecofisiológicas. Posteriormente otros autores han apoyado la utilidad de esta clasificación.

Un buen ejemplo del uso de los rasgos de historia de vida de las especies como indicadores es el anteriormente citado "Maturity Index" (MI) para nematodos (Bongers, 1990). Pero en el caso de la mesofauna del suelo no se dispone de suficiente información acerca de la ecología de las especies como para aplicar un índice similar al MI a nivel de especies. La única aproximación que se ha realizado hasta el momento la constituye la ya mencionada aplicación del MI por Ruf (1998) en ácaros mesostigmátidos de suelos de bosques. EL trabajo consistió en una adaptación del MI para utilizarlo con datos ecológicos a nivel de familia, y se basó en el conocimiento previo de las preferencias o los valores de umbrales para cada taxon. Es por esto que la interpretación del índice estuvo ampliamente basada en la valoración de cuál es la comunidad "normal" de las listas faunísticas publicadas anteriormente. Según el autor (Ruf, 1998) la fauna de ácaros mesostigmátidos aparece como un buen indicador de la calidad ambiental en suelos de bosques cuando se tiene en cuenta los rasgos de historia de vida de las familias.

Van Straalen (1997) indica que si un bioindicador es visto como una relación inversa entre un factor ambiental y un parámetro biológico, es claro que las clasificaciones

basadas en las respuestas fisiológicas de los microartrópodos a un factor ambiental constituyen el más prometedor de los indicadores de calidad de suelo. Pero cuando los sistemas de bioindicadores derivan solamente de datos de campo, existe la posibilidad de generar argumentos de circularidad en su aplicación. Por ejemplo, "la especie A es acidófila porque vive en suelos ácidos", y "debido a que está presente la especie A, el suelo es ácido". Respecto a esta posible objeción Van Straalen (1997) indica que sería de suma utilidad establecer y probar un sistema de indicadores basados en observaciones ecofisiológicas, las cuales luego permitirían llevar a cabo un test independiente con los datos de campo. Sin embargo el autor concluye que de los datos existentes para los microartrópodos del suelo, desafortunadamente los referentes a la ecofisiología son los más escasos.

Los parámetros del suelo considerados en experimentos ecofisiológicos son la temperatura, humedad, pH, pesticidas y metales pesados. De ellos la temperatura es el más estudiado, lo que ha permitido establecer un buen sistema de bioindicadores (Atkinson *et al.*, 1987) que puede ser usado para monitorear, por ejemplo, los efectos del posible cambio climático global. Para el caso de la humedad del suelo sucede algo similar aunque la disponibilidad de datos es menor (Van Straalen, 1997).

Considerando que la acidez es uno de los principales factores determinantes de la composición específica de las comunidades de invertebrados del suelo (Van Straalen, 1998; Van Straalen & Verhoef, 1997) desarrollaron un índice basado en la preferencia de 20 especies de microartrópodos (colémbolos, ácaros oribátidos e isópodos) a diferentes pH del suelo. El índice construido puede interpretarse como el pH medio preferido de la comunidad. Según sus autores luego de un ejercicio de calibración el índice podría permitir la reconstrucción del pH del suelo a través de la comunidad de artrópodos presentes en el sitio. Hasta podría utilizarse para reconstruir el pH del suelo utilizando ejemplares preservados en colecciones faunísticas.

Los manejos agrícolas eliminan prontamente las especies de la mesofauna más susceptibles a la destrucción del microhábitat, especialmente aquellas con ciclos de vida de más de un año, como por ejemplo los ácaros oribátidos (Hermosilla *et al.*, 1977; Behan-Pelletier, 1999). A su vez estas prácticas pueden promover la multiplicación de otros grupos de artrópodos del suelo. Teniendo en cuenta que los

diferentes grupos de organismos presentan una respuesta diferencial a las prácticas de manejo, es importante considerar a estos grupos por separado al momento de definir parámetros bioindicadores. Por ejemplo mientras que los ácaros del suborden Oribatida son más susceptibles a las prácticas de manejo de los suelos, los ácaros de los subordenes Astigmata y Prostigmata pueden ser muy numerosos en los agroecosistemas ya que sus poblaciones se ven a menudo significativamente incrementadas como resultado de las actividades humanas (Behan-Pelletier, 1999). En base a estas diferencias Behan-Pelletier (1999) señala como posible indicador de la calidad de los suelos a la proporción relativa de diferentes taxones de ácaros. Hulsmann & Wolters (1998) han demostrado que aunque el efecto del cultivo es diferente para los distintos taxones dentro de Acari, el efecto inmediato del cultivo en los ácaros en conjunto, es negativo.

Norton (1994) publicó un artículo donde realiza una amplia revisión de los rasgos de historia de vida de los ácaros oribátidos y astigmatas. Ese trabajo proporciona fundamentos teóricos muy valiosos para definir posibles parámetros de la comunidad de ácaros como indicadores de calidad de suelo, en base a respuestas ecofisiológicas de las especies o grupos taxonómicos. Utilizando estos fundamentos en la definición de los indicadores se evita caer en razonamientos erróneos al momento de aplicar los indicadores. Norton (1994) señala que la producción partenogenética de hembras (teletoquia) es considerada bastante significativa en los oribátidos, que presentan generalmente baja fecundidad. La teletoquia constituye una ventaja adaptativa, proporcionándoles a estas especies una mayor posibilidad de colonización. Por ejemplo el género *Tectocepheus* completo presenta esta característica. Norton & Palmer (1991) notaron que la distribución ecológica de las especies de oribátidos con teletoquia concuerda con las interpretaciones corrientes del valor adaptativo de tal fenómeno. Por ejemplo, estos oribátidos son comúnmente colonizadores tempranos de hábitats recientemente creados tal como suelos decapitados mecánicamente o sedimentos volcánicos nuevos. Además dominan la comunidad de oribátidos de hábitats disclimáxicos, como suelos periódicamente inundados, suelos cultivados y otros sitios perturbados regularmente (Norton, 1994). Bell (1982) indicó que estas especies están relegadas a hábitats muy degradados, pero esto es inconsistente con numerosas observaciones de persistencia de estos oribátidos con teletoquia en suelos en estados sucesionales más maduros (Norton,

1994). Las especies del género *Tectocepheus* no se restringen exclusivamente a sitios perturbados, pero si son dominantes en esos suelos.

Con respecto a la tasa de desarrollo de las especies de oribátidos Norton (1994) indica que el período de desarrollo de huevo a adulto (en laboratorio, a 20 - 30 °C) varía desde tres semanas en *Oppiella nova* a más de un año en *Conoppia palmicincta*. Por otro lado los denominados oribátidos superiores (Brachypylina) se desarrollan usualmente más rápido que la mayoría de los grupos de similar tamaño corporal de evolución más temprana. Dentro de un grupo taxonómico (a nivel de Familia o Superfamilia) las especies más grandes presentan un desarrollo más lento.

En relación al significado ecológico de las tasas de desarrollo bajas, Mitchell (1977) notó que los oribátidos generalmente no son capaces de explotar y aprovechar los cambios a corto plazo en los recursos. Sin embargo sus tasas metabólicas bajas les permite sobrevivir en períodos de baja disponibilidad de recursos.

La deshidratación en el verano puede ser el principal factor abiótico de mortalidad, mientras que en invierno, la quiescencia forzada y la capacidad de resistencia a bajas temperaturas pueden reducir las pérdidas.

Los estudios de campo disponibles sugieren que el tiempo generacional de la mayoría de los ácaros oribátidos en suelo de climas templado es de uno o dos años pero las interpretaciones son variadas (Norton, 1994).

Los movimientos horizontales activos de los oribátidos pueden restingirse a una distancia de unos pocos centímetros y pocas especies poseen modificaciones estructurales para la dispersión (Norton, 1994). Como resultado estos ácaros no pueden escapar fácilmente de las condiciones de estrés (Behan-Pelletier, 1999). Mitchell (1977) indica que las poblaciones de oribátidos son incapaces de responder numéricamente a cambios a corto plazo en la disponibilidad de recursos debido a que las tasas netas de reproducción son bajas, cercanas a la unidad.

Los atributos de historia de vida de los ácaros oribátidos en suelos templados son típicamente de organismos considerados K-estrategas (Crossley, 1977; Norton, 1994). Los ciclos de vida y tiempos generacionales son largos en relación a los otros grupos de ácaros. La fecundidad es baja, la mortalidad concentrada en los estados inmaduros y las tasas reproductivas netas son tales que las densidades poblacionales de adultos fluctúan poco año a año (Norton, 1994).

Por otro lado, los ácaros del Suborden Astigmata (Norton, 1994) explotan recursos alimentarios de alta calidad, ricos en proteínas, que están distribuidos en parches en el espacio y el tiempo. Es difícil hacer generalizaciones debido a la gran diversidad de estilos de vida, pero usualmente los astigmatas presentan una fecundidad más alta, un desarrollo mucho más rápido y por lo tanto tasas reproductivas más altas que los oribátidos (Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999). Los adultos tienen una vida relativamente corta y altas tasas de desarrollo de los huevos. En resumen, estos ácaros colonizadores son verdaderamente de tipo r-estrategas a diferencia de cualquier especie de oribátido conocido (Norton, 1994).

Según Behan-Pelletier (1999) las especies y las comunidades de ácaros oribátidos y astigmatas ofrecen varias ventajas para la valoración de la calidad de los ecosistemas terrestres: presentan elevada diversidad, elevadas densidades, son fácilmente detectados, pueden colectarse en todas las estaciones del año, la mayoría viven en horizontes orgánicos, el sitio de la fertilidad del suelo, y representan un grupo tróficamente heterogéneo. Behan-Pelletier (1999) señala como otra ventaja la fácil identificación taxonómica de los adultos, pero hace referencia a la situación de Europa central. En varias partes del mundo, por ejemplo en Argentina, el escaso desarrollo de la taxonomía de las especies locales y la falta de claves taxonómicas y taxónomos especialistas se transforman en el principal impedimento para el uso de la mesofauna del suelo como indicadores.

En una investigación realizada en la provincia de Buenos Aires (Argentina) en campos dedicados a la ganadería, Hermosilla & Rubio (1974) propusieron la utilización de la relación entre la abundancia de diferentes subordenes de ácaros como indicadores del grado de antropización del suelo. En su trabajo señalan la capacidad de la relación *densidad de oribátidos/astigmatas* como indicador del estado de los suelos, indicando que en suelos intervenidos con prácticas agrícolas intensivas los ácaros del suborden Astigmata adquieren una relevancia significativa, desplazando a los del suborden Oribatida. La utilización de este parámetro como indicador fue inicialmente propuesto por Karg (1963) quien observó que en suelos muy deteriorados predominaban los ácaros astigmatas y señaló a la relación oribátidos/astigmatas como posible indicador del estado de los suelos. En un trabajo posterior Hermosilla *et al.* (1977) encontraron que existe una relación inversa entre

el número de oribátidos y astigmatas, y señaló que en esa relación se basa la importancia del balance oribátidos/astigmatas para valorar el estado del suelo.

Los géneros de oribátidos encontrados en los suelos cultivados son aquellos encontrados en hábitats fuertemente alterados o hábitats en un estado temprano de la sucesión (Behan-Pelletier, 1999). Son comunes en estos hábitats especies de las familias Brachychthoniidae, Tectocepheidae y Oppidae. Por ejemplo, los colonizadores primarios en suelos agrícolas son especies de los géneros *Brachychthonius, Tectocepheus, Oppia* y *Suctobelba* (Karg, 1978). Muchas de las especies de estos géneros son pioneras y son tolerantes a la sequía. Además la mayoría de las especies de las familias mencionadas presentan teletoquia, un reflejo del "genotipo de propósitos generales" de estas especies (Norton, 1994)
Behan-Pelletier (1999) concluye que una comunidad de oribátidos dominada por especies de las familias Brachychthoniidae, Tectocepheidae y Oppidae indica una modificación reciente, aunque no indica la naturaleza específica de la misma.

En un campo cultivado durante aproximadamente 100 años en Suecia, los ácaros oribátidos estaban representados solamente por *Oppiella nova*, *Oppia* spp. y *Tectocepheus* spp., mientras que se colectaron diez especies de ácaros mesostigmátidos y ocho de prostigmátidos (Lagerlof & Andrén, 1988). En otro estudio en un campo de cultivo de USA solamente se colectaron *Tectocepheus velatus* y *Oppiella nova*, mientras que los mesostigmátidos y prostigmátidos estuvieron representados por siete especies cada uno (Berg & Pawluk, 1984).
Esto refleja las tasas metabólicas generalmente bajas, el lento desarrollo y la baja fecundidad de las especies de oribátidos que no pueden responder rápidamente para acceder a los flujos de recursos causados por los pulsos de la productividad primaria (Behan-Pelletier, 1999). Estos ácaros tienen una escasa capacidad de responder numéricamente a las alteraciones ambientales a corto plazo. Sus poblaciones declinan rápidamente cuando su hábitat es dañado, una característica que para Lebrun & Van Straalen (1995) permite la detección de la degradación ambiental.
En contraste los astigmatas dada su capacidad de aprovechamiento de los recursos (Norton, 1994) pueden ser muy diversos y numerosos en agroecosistemas (Behan-Pelletier, 1999). Las poblaciones de estos ácaros se ven a menudo incrementadas

como resultado de las actividades humanas como el desarrollo de cultivos (Kines & Sinha, 1973; Philips, 1990). Estos incrementos poblacionales están probablemente relacionados a la declinación de las poblaciones de predatores, el tiempo generacional corto de los astigmatas, y a la presencia de un estado dispersivo efectivo llamado hypopus (Behan-Pelletier, 1999).

En un trabajo en el que se compara la fauna de artrópodos del suelo en sitios manejados por el hombre (2.5 y 6 años de manejo) y un área marginal semi-natural, Curry & Momen (1988) encontraron una mayor densidad y diversidad de especies de oribátidos en el sitio sin manejo, mientas que los Astigmata dominaron los sitios más impactados por el hombre. La excepción la constituyó el ácaro *Tectocepheus* sp. que no fue recolectado en el área semi-natural y fue el más abundante en el sitio con manejo más intensivo. Las especies de oribátidos recolectadas en el margen tienen relativamente poca capacidad dispersiva, bajas tasas reproductivas y tasas de desarrollo lentas, comparadas con las especies dominantes en los sitios más alterados (Curry & Momen, 1988). Curry & Momen (1988) concluyen que los ácaros oribátidos como grupo, son recolectados con elevada diversidad y densidad en sitios maduros y estables y son a menudo el componente dominante de la fauna de ácaros bajo tales condiciones.

Además, mientras que los ácaros Astigmata, Mesostigmata y Prostigmata colonizan tierras recientemente recuperadas en pocos meses, los Oribatida requieren considerablemente más tiempo (Beckmann, 1988; Skubala, 1995). En un estudio realizado por Beckmann (1988) se vio que los ácaros oribátidos fueron colonizadores tardíos comparados con otros grupos, debidos a su escasa capacidad de dispersión y su largo tiempo de desarrollo. Aunque no hay muchos estudios a largo plazo que documenten la sucesión de oribátidos siguiendo una perturbación en agroecosistemas, algunos autores han estimado períodos desde 7 a 10 años para lograr la recuperación de la mayoría de los géneros presentes antes de la perturbación (Behan-Pelletier, 1999).
Los oribátidos tienen una capacidad de dispersión menor que los otros grupos de ácaros. Esto hace a la mayoría de las especies del grupo vulnerables por que una vez que se extinguen, puede tomar muchos años hasta que el sitio sea recolonizado (Siepel, 1996b).

Si se considera que las prácticas agrícolas perturban el suelo en períodos de tiempo muchos menores al tiempo de recuperación de las comunidades de oribátidos, esto implica que estos ácaros en suelos cultivados nunca tienen la chance de estabilizarse o recuperarse a niveles previos a la alteración. Pero queda claro que ciertas especies dentro del suborden Oribatida tienen características de historia de vida que les permiten establecerse y sobrevivir en suelos degradados, o con perturbaciones producidas por el hombre. Por tanto es necesario considerar estas diferencias al momento de utilizar estos ácaros como bioindicadores.

Los ácaros mesostigmatas tienen importantes funciones controladoras y pueden ser usados como indicadores de calidad de suelo e impacto de las actividades humanas (Karg, 1963, 1968, 1989a; Ghilarov, 1978; Karg & Freier, 1995). Dentro de este suborden, solo los grupos Uropodina y Gamasina son importantes en los agroecosistemas (Koehler, 1999). La abundancia de Uropodina es baja en suelos con poco contenido de materia orgánica, como por ejemplo en ambientes agrícolas (Koehler, 1999). Son un grupo de ácaros muy sensibles a la acción antrópica (Hermosilla, 1974; Hermosilla *et al.*, 1977) y la distribución de las especies es bastante específica en relación a la calidad del hábitat. Incrementos en la porosidad y la materia orgánica del suelo se reflejan en comunidades de ácaros más ricas en Uropodina (Holler, 1962; Hermosilla *et al.*, 1978; Karg, 1986). El desarrollo de huevo a adulto es bastante lento (en el rango de los tres meses) con una duración de los estados larva y protoninfa diez veces mayor que en los Gamasina (Karg, 1989b). Hermosilla *et al.* (1977) indican que los ácaros Uropodina al igual que los oribátidos son indicadores de condiciones ecológicas de suelos con alta productividad.
Los rasgos de historia de vida de los Gamasina varían en gran medida con la temperatura (Koehler, 1999). El tiempo de desarrollo varía desde 2 (a 36 °C) a 200 días (a 20 °C) y la longevidad de 5 (a 20 °C) a más de 300 días (a 15 °C) (Ruf, 1993). Según Koehler (1999) los Gamasina pueden ser utilizados como bioindicadores por varias razones: su rol funcional en el ecosistema como predatores, su elevada riqueza específica, abundancias intermedias y robustez ante el muestreo y la extracción del suelo. Los Gamasina son buenos indicadores de las condiciones del suelo, perturbaciones ecológicas e impactos antropogénicos (Koehler, 1999). Un ejemplo de su uso como indicadores de calidad de suelos es el

desarrollo del anteriormente mencionado "Maturity Index" para este grupo de ácaros (Ruf, 1998).

Los Gamasina presentan densidades en el rango de los 10.000 individuos por metro cuadrado en suelos no alterados, mientras que en suelos modificados o en estados sucesionales tempranos las densidades suelen ser mayores (Koehler, 1999). El número de especies está en el rango de las 15 especies en pastizales no alterados, mientras que en suelos degradados alcanza las 25 especies y en bosques hasta 30 (Heldt, 1995).

En suelos recientemente alterados con bajo contenido de materia orgánica son comunes *Arctoseius cetratus*, especies de la familia Rhodacaridae, (particularmente *Rhodacarellus silesiacusi*) y algunas especies de hábitos superficiales (Koehler, 1999).

Las tendencias generales de reducción en la abundancia a causa del cultivo intensivo observadas para la fauna edáfica es aplicable a los ácaros Gamasida. Algunos experimentos han demostrado que solo ciertos estadíos de algunas especies son capaces de sobrevivir a tratamientos con maquinaria pesada y a la desecación, y luego desarrollarse bajo condiciones microclimáticas favorables (Koehler, 1999).

En un estudio de tres años El Titi (1984) encontró que la acción de arar tiene un efecto muy negativo en la abundancia y riqueza específica de los Gamasina. En contraste, los sistemas de siembra directa o labranza consevacionista protegen el horizonte orgánico del suelo y reducen la perturbación mecánica. A través de estas técnicas de manejo la abundancia y diversidad de los Gamasina puede aumentar hasta un 50% (Dhillon & Gibson, 1962; Butz-Strazny & Ehrnsberger, 1991; Jorger, 1991). Koehler (1999) concluye que se debe tener en cuenta que los suelos de parcelas abandonadas o en descanso pueden presentar gran riqueza específica de Gamasina y alcanzar grandes abundancias.

Pero aunque los Gamasina exhiben un amplio rango de respuestas a los cambios en las condiciones ambientales, no existen especies muy sensitivas (Cairns, 1986). Por el contrario, Koehler (1999) concluye que estos ácaros deben utilizarse sólo como un componente de un sistema más amplio de bioindicadores, que incluya otros organismos.

La información de los hábitos alimentarios de las especies de microartrópodos proviene de cuatro tipos de evidencias: morfología de las partes bucales, análisis de contenido estomacal, actividad de enzimas digestivas y experimentos de alimentación en laboratorio. Van Straalen (1997) indica que el análisis es bastante complicado puesto que la mayoría de los grupos no exhiben un alto grado de especialización alimentaria. La base de las cadenas alimentarias son los grupos funcionales, definidos como organismos que explotan o procesan un recurso alimentario de manera similar. El análisis de los tipos alimentarios de los microartrópodos es un indicador obvio de la naturaleza del material orgánico del suelo. Por ejemplo, una baja proporción de organismos fungívoros en una comunidad podría indicar una baja dominancia de hongos en la microflora (Van Straalen, 1997).

Cuando el desarrollo de teorías al respecto sea mayor, la aproximación basada en el análisis de las cadenas alimentarias y los grupos funcionales podría producir índices que resuman la estructura trófica de la comunidad que podrían ser útiles como bioindicadores (Van Straalen, 1997).

Kay *et al.* (1999) utilizaron la comunidad de ácaros agrupados en gremios alimentarios como indicadores de exposición a estrés ambiental en el desierto de Chihuahua, USA. Basaron la designación de las familias de ácaros a los gremios alimenticios en la literatura, y concluyeron que los microartrópodos son buenos indicadores de perturbaciones en esos suelos. Los ácaros de la familia Nanorchestidae (Suborden Prostigmata) de hábitos microbívoros (comedores de bacterias, hongos y algas) fueron el grupo trófico más abundante y de respuesta más sensible. Además fueron los más afectados por el pisoteo por parte del ganado.

Las tierras de cultivo representan un buen ejemplo de un hábitat libre de competencia que mantiene especies r-estrategas (Begon *et al.*, 1990; Kovac & Miklisova 1997). Estas condiciones llevan a que las especies más sensibles (k-estrategas) con un potencial reproductivo menor, ocurran aleatoriamente y sobrevivan en estos suelos por un período corto antes de la nueva perturbación (Kovac & Miklisova, 1997). Entonces para Kovac & Miklisova (1997) una alta proporción de especies raras en las comunidades de colembolos indicarían la presencia de estrés ambiental, como por ejemplo factores antropogénicos relacionados con la labranza del suelo y la producción de cultivos.

Los miriápodos son característicos de hábitats no alterados y viven generalmente distantes de la superficie del suelo (Hermosilla *et al.*, 1977; Curry & Momen, 1988). Dentro de ellos, los sínfilos y paurópodos tienen la capacidad de migrar en profundidad y de esta forma escapar de eventos desfavorables (Michelbaker, 1938). Cloudsley (1968) reportó que los Symphyla que se aproximan a la superficie del suelo pueden retraerse muy rápidamente en profundidad si el suelo es alterado. En adición tienen un período de desarrollo corto (50 - 70 días) que les permite recuperarse en poco tiempo cuando encuentran condiciones favorables (Coy, 1996). La humedad y la temperatura son reconocidos por la mayoría de los autores como los factores que regulan la distribución y actividad de estos artrópodos (Michelbaker, 1938; Cloudsley, 1968; Lewis, 1974; Coy, 1996 Scheller, 1998). En un trabajo sobre los paurópodos de Argentina Scheller (1998) indica que su estrecha amplitud ecológica con respecto a algunos factores ambientales los puede hacer aptos como organismos indicadores (como por ejemplo contaminación química del suelo) pero no ofrece más información al respecto.

La mesofauna de un suelo natural

Aunque es reconocida la necesidad de contar con datos de suelos naturales, sin impactos antrópicos para ser considerada como comunidad de referencia, la mayoría de los trabajos realizados en agroecosistemas carecen de un análisis de la fauna de un suelo de esas características. En tal sentido, Fox *et al.* (1996) señalan que para definir parámetros de la comunidad de ácaros como bioindicadores de calidad de suelo es necesario analizar también un suelo natural de referencia. En el planeamiento de la evaluación de diferentes manejos utilizando bioindicadores es necesario elegir un sitio no alterado que es considerado "de referencia" (Paoletti, 1999). Behan-Pelletier (1999) agrega que deben establecerse puntos de referencia con el propósito de comparar los cambios en el indicador.

Pero no se dispone de suficientes datos acerca del comportamiento de los organismos de la mesofauna edáfica en ambientes naturales no boscosos insertos en el agroecosistema.

La información sobre la biología de los microartrópodos del suelo en agroecosistemas es también limitada (Crossley *et al.,* 1992) pero necesaria para el desarrolllo de sistemas agrícolas sustentables (Pankhurst *et al.,* 1994).

Taxonomía

Otro aspecto clave para el uso de características a nivel de comunidad como indicadores, es que adquiere gran importancia el conocimiento de la taxonomía y la ecología de las especies en la comunidad (Behan-Pelletier, 1999). Aunque el número de especies identificadas de la mesofauna crece rápidamente, la taxonomía y la elaboración de claves taxonómicas reciben, paradójicamente, muy poca atención. Por ejemplo las colecciones faunísticas en los museos europeos parecen extinguirse debido a los sucesivos recortes presupuestarios (Koehler, 1999). En Argentina el problema es más complejo aún. El principal inconveniente es que históricamente la biología del suelo ha tenido pocos investigadores en el país, y menos aún relacionados específicamente con la mesofauna.

Dentro de los ácaros, con el grupo con que más investigaciones se han realizado es el suborden Oribatida. Recientemente se publicó un importante trabajo de síntesis que presenta un listado de especies citadas para el país, con un total de 290 especies (Martínez & Veliz, 2000). Los autores señalan que el conocimiento de los oribátidos de la Argentina ha sido obtenido a partir de los trabajos de algunos investigadores extranjeros (Hammer, 1958; Balogh & Mahunka, 1968; Mahunka, 1980) y locales (Bischoff de Alzuet, 1967; Baranek, 1981, 1985, 1988; Fernández, 1978, 1984a, 1984b, 1999; Fernández & Bischoff de Alzuet, 1978; Fernández *et al.*, 1990, 1991).

Los tres restantes subórdenes de ácaros han recibido mucha menos atención y son escasamente conocidos en el país. Por tanto no existen claves taxonómicas especificas, sino que se debe recurrir a las claves desarrolladas para otras partes del mundo. Si se considera que una buena parte de las especies de los suelos argentinos pueden ser nuevas para la ciencia (Lundqvist, L.; Moraza, M; Ueckerman, E.; Zacharda, M. O'Connor, B, comunicación personal) se evidencia claramente la dificultad para la identificación de estos organismos.

Los colémbolos han recibido históricamente mayor atención por parte de taxónomos argentinos. Desde principios de 1950 hasta finales de 1970 varios investigadores

argentinos han trabajado intensamente en la taxonomía de algunos grupos de estos insectos, describiendo especies nuevas y desarrollando claves taxonómicas para algunos taxones (Izarra, 1965,1969,1970, 1972, 1973, 1982; Najt, 1967, 1969; Najt, & Massoud, 1974; Najt & Rapoport, 1965; Najt & Rubio, 1978; Rapoport, 1959a, 1959b, 1962, 1963; Rapoport & Sánchez, 1968). Actualmente hay muy pocos taxónomos en el país; sin embargo se está preparando en colaboración con investigadores mexicanos un listado de colémbolos citados para la república Argentina, con 271 especies (Bernava Laborde, V. comunicación personal).
Culik *et al.* (2002) señala que a pesar de la importancia ambiental de los collembolos, existe una ausencia de información básica de la ocurrencia y la ecología de estos insectos, especialmente en ambientes agrícolas de la región Neotropical. La fauna colembológica neotropical es probablemente la más diversa pero la menos conocida en el mundo (Mari Mutt & Bellinger, 1990).

Las clases de miriápodos Symphyla y Pauropoda han sido estudiadas escasamente en la Argentina, al igual que en todo el mundo. En el caso de paurópodos hay citadas para este país solo diecisiete especies agrupadas en una familia y seis géneros. Estas son conocidas en base a ochenta y seis ejemplares recolectados. De ellas, ocho han sido descriptas en base a un solo ejemplar cada una (Scheller, 1998). Con los Sínfilios el panorama es similar, se conocen solo diez especies en Argentina, agrupadas en una familia y cuatro géneros.

Entre los científicos dedicados a la utilización de la mesofauna del suelo como indicadora, existe un grupo que considera absolutamente necesaria la identificación taxonómica de los organismos hasta el nivel de especie. Por ejemplo Koehler (1999) señala que no es suficiente con la identificación de los ácaros mesostigmátidos hasta nivel de categorías taxonómicas altas (familia) sino que la identificación correcta de las especies es un pre requisito absoluto. Estos autores basan su idea en el hecho de que la biología, ecología y consecuentemente las propiedades de los bioindicadores están estrictamente relacionadas a las especies. (Koehler, 1999).
En cambio otro grupo piensa que el hecho de que la identificación a nivel de especie requiera un alto nivel de conocimiento taxonómico, se transforma en la principal restricción para el uso de muchos organismos del suelo como bioindicadores. Argumentan que varios estudios de diversidad han mostrado que la identificación a

nivel de género o familia pueden ser adecuados, ya que esos datos presentan tendencias similares a aquellos logrados si se lleva a cabo una identificación taxonómica a nivel de especie (Gupta & Yeates, 1997). El éxito de la valoración taxonómica de los grupos de la mesofauna depende en gran medida de la disponibilidad de un buen grupo de taxónomos. Afortunadamente en algunos casos la utilización de taxones de un nivel taxonómico más elevado o de gremios puede proveer información suficientemente detallada para permitir la comparación de un sistema con otro (Paoletti, 1999).

Además de los inconvenientes señalados para la taxonomía de la mesofauna en Argentina, también se evidencia una notoria falta de investigaciones científicas referidas al estudio de rasgos de comunidades del suelo, hecho que contrasta con lo que ocurre en la mayoría de los países europeos, en Norte América y Australia. Por tanto no se cuenta con trabajos básicos ni descripciones de comunidades de mesofauna edáfica en suelos de agroecosistemas argentinos para utilizar como referencia.

Enmarcado en los proyectos mencionados que lleva adelante el grupo de investigación del departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto, se desarrolló la presente investigación que tiene como finalidad la utilización de comunidades de determinados invertebrados edáficos en el examen de calidad de suelos en agroecosistemas del sur de Córdoba.

Se decidió trabajar con ácaros, colémbolos y miriápodos ya que aparecen como los tres grupos de la mesofauna más diversos y numerosos en los suelos de la región (Bedano, 1998; Bedano *et al.*,1999) y por que son mencionados en la bibliografía como potenciales bioindicadores de calidad de suelos en otras zonas (Karg, 1963; Hermosilla & Rubio, 1974; Linden *et al*, 1994; López-Fando & Bello, 1995; Van Straalen, 1997, 1998; Behan-Pelletier, 1999, Koehler, 1999).

HIPÓTESIS GENERAL

Se trabajó sobre la hipótesis de que la variación en algunas características de las comunidades de ciertos grupos de invertebrados es un buen indicador de la pérdida de calidad del suelo y el ambiente. La mesofauna edáfica de un ambiente natural no alterado constituye una comunidad de referencia local en la que se espera una elevada densidad de fauna, elevada riqueza específica y la ocurrencia de organismos exigentes a requerimientos de calidad ambiental. En las comunidades impactadas negativamente por la actividad agrícola intensiva se espera una disminución de la densidad y riqueza de la mesofauna y la ausencia o disminución de las especies más exigentes a requerimientos de calidad ambiental. En ambientes donde el manejo implementado sea de bajo input se espera que la densidad y diversidad de la fauna puedan ser elevadas, aún superando al ambiente natural, producto de que los niveles intermedios de perturbación pueden reducir la probabilidad de exclusión competitiva de algunas especies y así elevar los valores de densidad y diversidad.

Entonces, valorando los cambios que ocurren en algunos parámetros de las comunidades en ambientes manejados por el hombre con respecto a la natural, se pueden obtener indicadores de degradación de suelo por las actividades antrópicas.

En base a esta hipótesis general, se plantearon los siguientes objetivos:

OBJETIVO GENERAL

Evaluar un cierto número de parámetros de la comunidad de Acari, Collembola y Myriapoda edáficos como potenciales indicadores biológicos de degradación de suelos por prácticas agrícola-ganaderas en agroecosistemas de la cuenca del arroyo La Colacha, Córdoba, Argentina.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar la comunidad de ácaros, colémbolos y miriápodos de un suelo natural y tres suelos manejados mediante diferentes sistemas productivos.
- Valorar las propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas de los cuatro ambientes y correlacionarlas con los ácaros, colémbolos y myriápodos presentes.

- Evaluar parámetros de la comunidad de ácaros, colémbolos y myriápodos en los cuatro ambientes seleccionados como potenciales indicadores de calidad de suelos
- Identificar los parámetros que mejor funcionen como indicadores de calidad de suelos.
- Proponer un sistema de valoración de la calidad de los suelos de los agroecosistemas de la cuenca La Colacha, Córdoba, Argentina mediante el uso de los indicadores obtenidos.

ORGANIZACIÓN DEL TRABAJO DE TESIS

En el **capítulo II** de la Tesis se presentan los materiales y métodos utilizados en la investigación. Se realiza una caracterización del área de estudio en cuanto al clima, geomorfología, suelos, vegetación, uso de la tierra y la descripción de las parcelas. Posteriormente se expone la metodología utilizada para la obtención de los datos, los cálculos estadísticos y el desarrollo de cada uno de los indicadores.

En el **capítulo III** se presentan los resultados obtenidos. En primera instancia los datos relacionados a las propiedades del suelo, con una descripción de los perfiles y sus características morfológicas, y luego las propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas. Posteriormente se exponen los resultados de la mesofauna del suelo. Se indican las densidades poblacionales de los diferentes grupos de microartrópodos. Luego se muestran las correlaciones estadísticas existentes entre los parámetros ambientales y la fauna. Finalmente se presentan los resultados de los indicadores desarrollados. Se agrupan los parámetros en las siguientes categorías: Indicadores a nivel de especies, indicadores a nivel de grupos taxonómicos de jerarquía superior a especie e indicadores basados en rasgos de historia de vida. Dentro de este último grupo se presentan indicadores basados en la proporción de organismos con rasgos de historia de vida tipo k y r-estrategas y en las proporciones relativas de los diferentes grupos tróficos. Por último se presentan los indicadores a nivel de comunidad y los indicadores basados en análisis estadísticos multivariados.

En la parte final del capítulo III se presentan los resultados de los análisis de correlación entre los indicadores y los parámetros ambientales y los indicadores entre si.

En el **capítulo IV** se desarrolla la discusión de los resultados obtenidos. En este apartado se discuten los resultados en relación a las características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo y el impacto de las actividades agrícola-ganaderas. Se discute la influencia del uso del suelo en las características ambientales del suelo.

Luego se realiza una discusión de los resultados obtenidos en cuanto a las densidades de los diferentes grupos de organismos, contrastando los datos locales con los publicados por otros autores a nivel nacional e internacional.

Se discuten los resultados de las correlaciones entre la fauna y los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos del suelo.

Posteriormente se evalúan los resultados de los indicadores desarrollados. Se plantean valores óptimos de los indicadores que permiten discriminar entre los ambientes muestreados. Luego se propone un modelo teórico de respuesta optima de un indicador, generado a partir del análisis de los antecedentes bibliográficos.

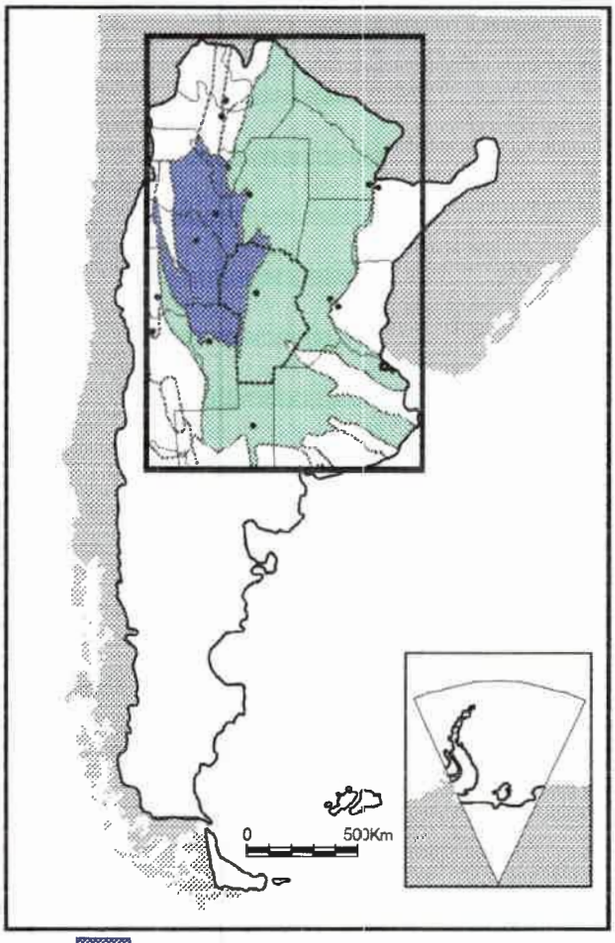
Se discute la respuesta de la diversidad y densidad de los grupos de microartrópodos y de los indicadores al gradiente de manejo de la cuenca de La Colacha. Se presentan las conclusiones finales.

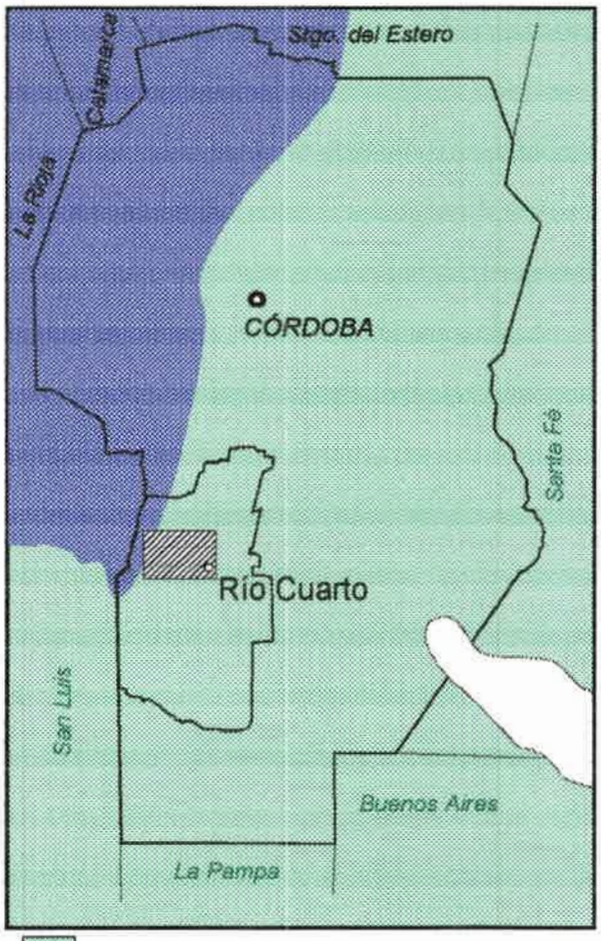
CAPITULO II. MATERIALES Y METODOS

I. Caracterización del área de estudio

La investigación se desarrolló en la cuenca del arroyo La Colacha ubicada al sur oeste de la provincia de Córdoba, en el Departamento Río Cuarto, aproximadamente 40 km. al este de la ciudad de Río Cuarto (Figura II.1). La cuenca tiene una superficie aproximada de 195,07 km^2 (19.506,79 ha) y las coordenadas cartográficas son: 64° 39' y 64° 50' de Longitud Oeste y 32° 54' 20" y 33° 03' 15" de Latitud Sur (Cantú, 1998). Es una cuenca pedemontana que aporta sus aguas al arroyo Santa Catalina y tiene sus nacientes en la sierra de Los Chañares, una pequeña prolongación de la sierra Comechingones. La red de drenaje es de reciente integración ya que recién a fines del siglo XIX, al finalizar la pequeña edad del Hielo, comenzaron los procesos de retroceso de cabeceras, captura de arroyos y profundización de cárcavas (Cantú, 1998). Estos procesos se potenciaron a partir de mediados del siglo XX con la generalización de la agricultura y con el aumento progresivo de las precipitaciones evidenciado en los últimos 20 años del pasado siglo.

UBICACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO





SIERRAS PAMPEANAS **LLANURA CHACO-PAMPEANA**

Figura II.1. Mapa de ubicación del área de estudio.

Clima

La caracterización climática del área se basa en la investigación de Cantú (1998) quien realizó un extenso trabajo referente al tema. El clima es templado-subhúmedo con estación seca. Desde una perspectiva dinámica y general, el clima es típico de zonas templadas, con características específicas de zonas mediterráneas (Capitanelli, 1979).

El Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto posee una estación meteorológica automática instalada en la cuenca del arroyo La Colacha desde el año 1999. La Estación Climatológica Rodeo Viejo (S. 32° 58' W. 64° 41' , Altitud aproximada: 685 msnm.) realiza mediciones cada cuarto de hora de temperatura y humedad del ambiente, lluvias, intensidad y dirección de vientos y temperatura del suelo (Tablas II.1, II.2 y II.3). Hasta el año 1999 no existían estaciones climatológicas en la cuenca y sólo se cuenta con datos de precipitaciones aislados provenientes de propietarios de los campos de la zona. Pero a pocos kilómetros de distancia se encuentra la estación meteorológica Establecimiento Los Chañares que generó datos de precipitaciones, vientos y días con heladas desde 1941 hasta la actualidad. Con estos datos y otros provenientes de la Estación Agrometeorológica de la Universidad Nacional de Río Cuarto (para la serie 1976-1995) ubicada en el Campus Universitario de la UNRC, Cantú (1998) calculó la temperatura media, máxima y mínima anual y la evapotranspiración potencial y real para la cuenca de La Colacha.

Temperatura

En la estación meteorológica Rodeo Viejo se midió una temperatura media anual (TMA) de 15°C para el año 2000 y de 16,2 °C para el 2001 (Figura II.2), una temperatura máxima media (Tmáx.M) de 21,4 °C (2000) y 22,9 (2001) y mínima (Tmín.M) de 9,4 y 10,5 °C para el año 2000 y 2001 respectivamente (Tablas II.2 y II.3). Estos valores concuerdan aproximadamente con los valores históricos obtenidos por Cantú (1998) quien señaló que la TMA de la zona es 16,5 °C, la Tmáx.M es de 22,9 °C (Enero), y la Tmín.M es de 9,18 °C (Julio).

Precipitaciones

La precipitación media anual es de 909 mm para una serie de 54 años mm. (Estación Los Chañares, serie 1941-1994) pero en los últimos 20 años la media ha alcanzado los 1054 mm. El 80 % de las precipitaciones se produce entre el mes de octubre y marzo, con tormentas de tipo torrencial. Los valores obtenidos por la E. Rodeo Viejo son de 909 mm para el 2000 y de 688,6 para el año 2001 (Tablas II.2 y II.3, Figura II.2).

Evapotranspiración Potencial y Real

Se calculó la Evapotranspiración Real (ETR) por el método del Balance Hídrico Seriado (Ravelo, 1990) considerando las temperaturas de la estación meteorológica de la Universidad Nacional de Río Cuarto, y obtuvo un valor de ETR= 764 mm. Este resultado permite considerar que, en promedio, la Evapotranspiración Real para la serie 1941-1994 es aproximadamente el 84% de las precipitaciones medias y por lo tanto se considera que la región no presenta déficit hídrico.

Vientos

Las mediciones de 35 años de la E. Los Chañares indican que existe un claro dominio del viento Norte (43,8%) seguido por la dirección Noreste (11%) y la dirección Sur (9,7 %) y las otras direcciones son mucho menos importantes: NO (5,9 %), O (4,8 %), SE (4,7 %), SO (3,3 %) y E (1,1 %).

Los valores obtenidos en la E. Rodeo Viejo indican que en los años 2000 y 2001 predominó el viento del Noreste. Para el año 2000 se midió una intensidad del viento promedio de 8,6 y para el 2001 de 9,7 km/hora (Tablas II.2 y II.3).

Tabla II.1. Datos meteorológicos mensuales. Estación Rodeo Viejo, UNRC. Año 1999.

Parámetro	Oct	Nov	Dic
Temperatura media (°C)	16,2	17,9	19,9
Temperatura máxima (°C)	33,1	33,4	34,0
Temperatura mínima (°C)	3,7	4,5	5,4
Pluviosidad total (mm)	51	102,6	212,2
Intensidad del viento*	15	11,9	11,4
Dirección del viento**	NE	NNE	NE

* En promedio, en km/h. ** Dominante.

Tabla II.2. Datos meteorológicos mensuales. Estación Rodeo Viejo, UNRC. Año 2000.

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	**TOTAL**
Temperatura media (°C)	21,2	20,1	17,9	16,3	11,1	9,1	6,9	9,6	12,7	16,4	16,9	21,2	**15,0**
Temperatura máxima (°C)	27,0	25,7	24,9	21,8	16,5	15,8	13,5	16,9	20,3	23,2	22,5	28,2	**21,4**
Temperatura mínima (°C)	15,9	15,0	12,2	11,9	6,8	3,7	1,4	3,6	5,6	10,1	11,6	14,6	**9,4**
Pluviosidad total (mm)	215	141	120	16	3	16	27	38	7	82	148	90	**909,0**
Intensidad del viento*	8	7,3	6,1	5,2	6,6	7,1	8,3	10,8	14,4	12,8	10,8	5,6	**8,6**
Dirección del viento**	NE	NE	NE	NE	NE	NE	OSO	NE	NNE	NNE	NNE	NNE	**NE**

* En promedio, en km/h. ** Dominante.

Tabla II.3. Datos meteorológicos mensuales. Estación Rodeo Viejo, UNRC. Año 2001.

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	**TOTAL**
Temperatura media (°C)	22,1	23,7	22,3	-	13,9	9,6	8,6	11,6	12,4	15,9	18,3	21,6	**16,2**
Temperatura máxima (°C)	28,8	31,7	29,2	-	21,2	16,0	15,6	17,8	17,9	21,3	25,2	28,9	**22,9**
Temperatura mínima (°C)	16,3	17,3	17,6	-	8,0	4,6	2,8	6,3	7,3	11,3	11,4	14,6	**10,5**
Pluviosidad total (mm)	156	58,4	116,6	-	3,8	13,4	11,0	15,0	86,2	74,6	57,2	96,4	**688,6**
Intensidad del viento*	0,0	3,3	4,4	-	8,6	7,6	12,5	13,9	15,9	14,5	13,0	10,2	**9,7**
Dirección del viento**	N	NE	NE	-	NNE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	**NE**

* En promedio, en km/h. ** Dominante.

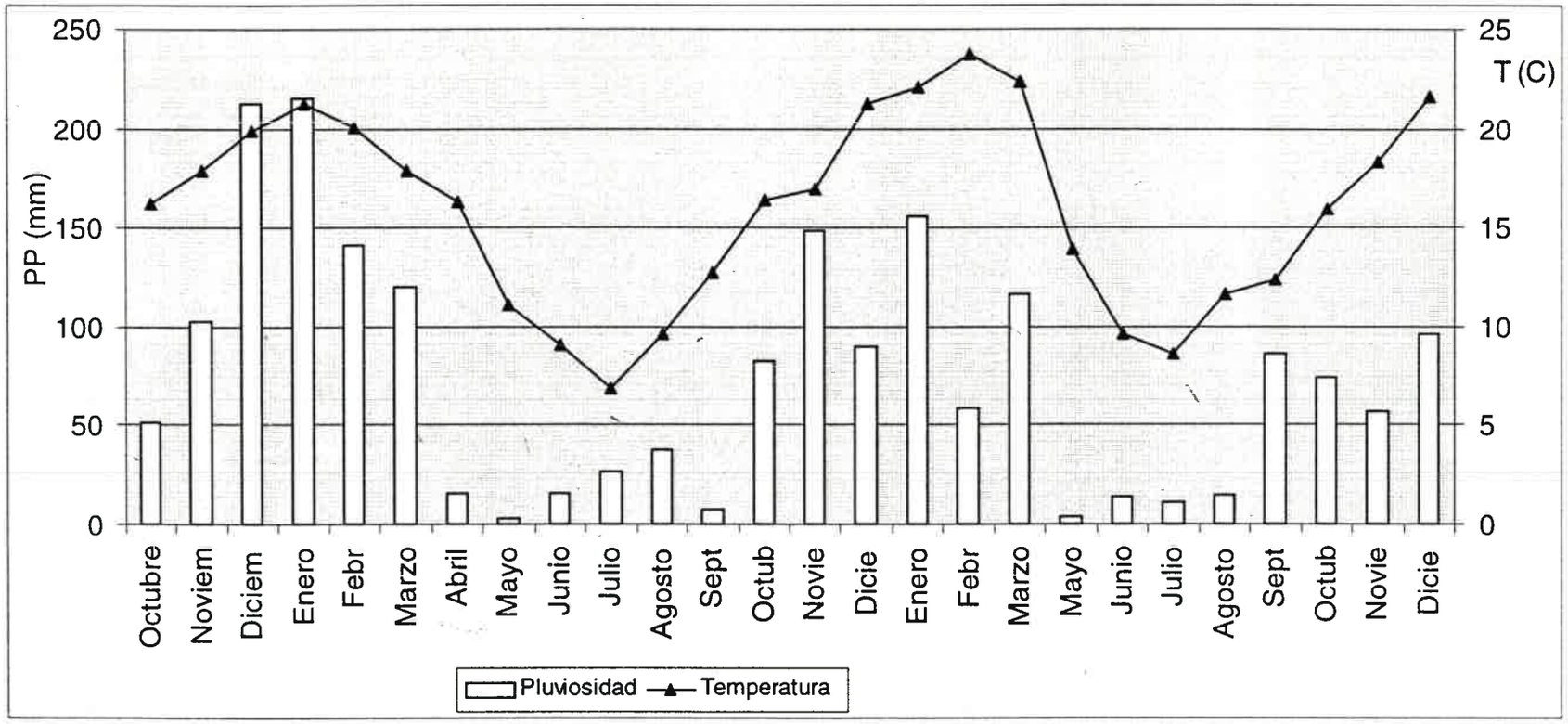


Figura II.2. Variación temporal de la pluviosidad total mensual y la temperatura media mensual. Octubre 1999-diciembre 2001.

Geomorfología

El área de La Colacha está cubierta por sedimentos eólicos loesicos de edad Holoceno y Pleistoceno superior tardío y sedimentos aluviales y coluviales de edad holocena, excepto una pequeña zona serrana hacia el oeste y algunos afloramientos menores dispersos en la llanura (Cantú, 1998). El área está muy controlada estructuralmente y algunas de las fracturas han tenido movimientos neotectónicos durante el Pleistoceno y Holoceno hasta la actualidad.

Los sitios de muestreo se encuentran en la Unidad Geomorfológica "Alto Estructural Rodeo Viejo-La Morocha" específicamente en la Subunidad "Pendientes" definidas por Cantú (1998). La subunidad es un sector moderado a fuertemente ondulado formado por pendientes asociadas, cuyo modelado es producto de la erosión hídrica y de la instalación de un sistema fluvial en un estadio muy juvenil de desarrollo. Las pendientes principales conforman un conjunto de cinco lomadas suavemente inclinadas al Sur, extremadamente largas, entre 3000 y 5000 m de largo con un gradiente de aproximadamente el 2%. Las pendientes locales, que bajan hacia el Este, Sureste, Oeste y Suroeste, hacia los sistemas de drenaje paralelo, son algo más cortas pero igualmente muy largas, 1200 a 1800 m, con gradientes mucho más fuertes, superando en algunos casos el 7%.

Hidrología superficial

Cantú (1998) considera que la red de drenaje de la cuenca es muy joven, histórica, que en sólo en un tramo bien definido funciona en forma permanente o sea con caudal de estiaje. El resto de los cauces son intermitentes y solo conducen agua durante las crecidas. El sistema superficial esta poco integrado con caudales medios bajos. Geoquímicamente son aguas dulces, bicarbonatadas-sódicas, algo duras a duras con exceso de Fluor. Son aguas no aptas para uso humano por el exceso de Flúor y son deficientes para uso ganadero por bajo contenido de sales, sulfatos, magnesio y calcio. Para su uso en riego, además de los bajos caudales, se consideran inapropiadas por el carbonato de sodio residual, salvo en la cuenca media-alta.

Hidrología subterránea

El subsistema subterráneo está conformado por un único acuífero el libre o freático (Cantú, 1998). La potencia del acuífero no es muy grande dado que las rocas del

basamento actúan de hidroapoyo y se encuentran a poca profundidad en casi toda la cuenca, salvo en el sector norte donde están algo más profundas (8 a 60 m).
En el área de recarga y en los bloques de divisoria los cursos no están vinculados a la freática, son temporarios e influentes. A partir de la cuenca media la mayoría de los arroyos son permanentes y efluentes.
Las aguas son dominantemente bicarbonatadas-sódicas, el 90 % del área tiene agua dulce, por lo general duras o algo duras, con bajo contenido salino; más del 90 % tiene altos contenidos de Flúor y sólo algunas áreas tienen exceso de Arsénico. En la mayor parte de la cuenca el agua es inaptas para uso humano (debido al exceso de Flúor, en menor grado de Arsénico y en unos pocos casos por ser salobre y rica en sulfatos). En general son deficientes para uso ganadero (bajo contenido de sales, de sulfatos, Magnesio y Calcio) e inapropiadas para riego (por el Carbonato de Sodio Residual).

Suelos

Los suelos dominantes son Typic Hapludolls (Soil Survey Staff, USDA. 1999) y las Clases de Capacidad de Uso son variables dependiendo de los procesos erosivos (clases II, III , IV y de menor importancia clases VI, VII y VIII). El factor más importante en la degradación de las tierras de la cuenca es la dinámica erosiva, especialmente la hídrica. Cantú (1998) establece que esta dinámica está controlada por una serie de factores naturales y antrópicos. Los suelos, por su juventud y por sus características morfológicas y biogeoquímicas, muestran una susceptibilidad natural o intrínseca que favorece el desarrollo de los procesos de erosión. Los materiales originales dominantes son limos y arenas muy finas, poco cohesivos y sin estructura sedimentaria y los suelos por su bajo contenido de coloides (materia orgánica y arcillas) presentan estructuras pedogenéticas apenas moderadas y bastante inestables (Bricchi *et al.*, 1991; Bricchi, 1992).

Vegetación

Caracterización Fitogeográfica

Desde Lorentz (1876) se han hecho numerosos intentos de ordenamiento de la vegetación de la República Argentina, lo que dio lugar a diversas clasificaciones. La mayoría de éstas se basaron en el estudio de una flora que ha sido alterada en forma sistemática por acción del hombre y que muestra ahora una gran diferencia

con la original. Esto dificulta los actuales estudios de caracterización de la vegetación por falta de parámetros comparativos idóneos, a pesar de que en algunas zonas existen importantes relictos de vegetación natural, pero que evidencian no ser suficientemente representativos.

La zona en estudio pertenece a la región fitogeográfica Neotropical, dominio Chaqueño, provincia del Espinal (Cabrera, 1976). El área es la que Cabrera y Willink (1973) denominaron provincia del Espinal, más precisamente en el este del distrito "del algarrobo", casi formando un amplio ecotono con la provincia Pampeana, con la que comparte elementos florísticos. La provincia del Espinal se extiende como un arco alrededor de la provincia Pampeana, desde Corrientes y Entre Ríos, pasando por el centro de Santa Fe y Córdoba hasta el sur de Buenos Aires. Se caracteriza por ser una zona de transición de elementos chaqueños (sin la presencia del género *Schinopsis*, quebracho) y pampeanos.

Vegetación del área de estudio

Desde mediados del siglo XIX las tierras de la zona de estudio han sufrido una total sustitución de la vegetación natural por cultivos. El Espinal fue talado y paulatinamente reemplazado por las explotaciones agropecuarias. Es por tanto difícil caracterizar la vegetación de la zona con precisión ya que la alteración de la vegetación original es notoria. La vegetación arbórea es muy escasa y solo está presente en forma de relictos, por lo general en áreas adyacentes a los cursos de agua.

El tipo fisonómico corresponde a la Estepa Graminosa (Bianco *et al.*, 1987) y del mismo solo quedan pequeños núcleos restringidos a los márgenes de los caminos, en cárcavas de gran desarrollo y en potreros abandonados por procesos erosivos importantes. Los elementos leñosos de la provincia del Espinal prácticamente han desaparecido quedando algunos elementos dispersos de *Acacia caven, Prosopis nigra, Celtis tala* y *Geoffroea decorticans.*

Uso de la tierra

El uso actual de la tierra es mixto (agrícola y ganadero) para los sectores ondulados con gran variabilidad anual debido a los cambios del mercado y puramente ganadero para los sectores pedemontanos y las depresiones.

Cantú (1998) realizó una extensa recopilación de información a cerca de la historia de la ocupación del territorio y de la evolución de la tenencia de la tierra en la zona sur oeste de la provincia de Córdoba, por lo que toda la información referida al uso de la tierra fue tomada de esa fuente. En su Tesis Doctoral el autor señala que la región del río Cuarto de San Lorenzo fue otorgada por una merced real anterior a 1582 a uno de los hijos del fundador de la ciudad de Córdoba, Don Gonzalo Martel de Cabrera. Después de 1615 prácticamente toda la región al sur del río Tercero fue parte del latifundio de los Cabrera abarcando estancias en la zona de Río Cuarto, San Bartolo o Bartolomé de la Sierra y Río de los Sauces. Durante esa época estas estancias estaban prácticamente despobladas contando con un número variable de indígenas que al principio eran indios Comechingones y luego Pampas.

Según el censo de población, a fines de 1778 el área comprendida entre el oratorio de la Esquina y Piedra Blanca y al sur hasta Chaján tenía 1.348 habitantes y la actividad económica era la ganadería criándose ovinos, vacunos, mulares y equinos. Hacia 1876 la mayor parte de la cuenca del arroyo La Colacha estaba incluida en la Estancia Piedras Blancas, con un total de 44.764 hectáreas. Hacia 1943 de la estancia Piedras Blancas sólo quedaba la parte norte subdividida en tres estancias: Los Chañares (5300 ha), Los Molles (8400 ha) y El Cerrito (9000 ha). La zona de Rodeo Viejo hacia el río Piedras Blancas ya evidenciaba una gran subdivisión con campos de 200 a 400 ha. Alrededor del año 1950 muchos latifundistas vendieron sus tierras en relación a la amenaza de Reforma Agraria del entonces presidente de la República. En el caso de la cuenca de La Colacha pasó algo similar y gran parte de los campos fueron loteados en unidades de 200 a 400 ha. Actualmente, en razón del retroceso económico de la actividad y la disminución de la fertilidad de los suelos, comienza una lenta concentración de las tierras en pocas manos.

El uso de la tierra durante los primeros tres siglos fue absolutamente ganadero con la cría de ovinos, vacunos, mulares y equinos. La principal modificación en el ambiente producida durante esa etapa es la desaparición progresiva de las principales leñosas (utilizadas para la producción de leña) y la pérdida de muchos pastos naturales (por ampliación de áreas de pastoreo).

La agricultura en una primera etapa estaba limitada a arrendatarios sin maquinarias que utilizaban pequeñas fracciones de campo para la obtención de granos (trigo). A partir de 1950 los productores dedicaron la mayor parte de la llanura a la producción mixta, combinando la agricultura con la ganadería de bovinos y porcinos. El maíz

pasó a predominar rápidamente sobre los cultivos de invierno que prácticamente desaparecieron por los inviernos secos y por la intensa sequía del período 1950-1954. En la década del 60 se introduce el girasol y en la década del 70 la soja, desplazando fuertemente al maíz a pesar de su uso como grano para la cría del cerdo.

El desarrollo de la agricultura en la cuenca estuvo acompañada con la masiva introducción simultánea del tractor y la posterior mecanización generalizada del agro. Para el año 1998 el mencionado autor estableció tres tipos de uso de la tierra para la cuenca de La Colacha: el uso agrícola dominante con ganadería subordinada (59 % de la superficie de la cuenca), el uso de ganadería exclusivamente (20 %) y el uso de ganadería con agricultura subordinada (21 %).

En el caso del uso agrícola con ganadería subordinada la mayoría de los productores son dueños de parcelas que varían entre 100 y 500 ha. Se cultiva principalmente maíz, girasol y soja, incluyendo algunas pasturas de invierno (avena y centeno). Esto se combina con la cría y engorde de porcinos y bovinos que por lo general son alimentados con los rastrojos de maíz, granos y pasturas de invierno.

En el caso del uso ganadero exclusivo y el ganadero con agricultura subordinada los predios tienen un tamaño mayor, entre las 1000 y 5000 ha. En las unidades destinadas a ganadería con un uso subordinado agrícola, la agricultura es realizada por contratistas que alquilan campos por uno o dos períodos. Cultivan girasol y en menor grado al maíz y soja.

Actualmente existen en la zona serias dificultades en la explotación de las tierras por el alto grado de deterioro de las mismas, principalmente por la degradación física y química de los suelos y por los procesos de erosión hídrica. En respuesta a esto algunos productores han comenzando a aplicar algunos métodos de labranza más conservacionistas, como por ejemplo la siembra directa.

Descripción de las parcelas

Basado de un análisis de cartas de suelo, fotografías aéreas y de un estudio *in situ* y en el laboratorio de los perfiles de varios suelos de la cuenca del arroyo La Colacha, se seleccionaron cuatro parcelas de campo para realizar los muestreos. Se escogió una parcela donde se aplica un sistema de producción netamente agrícola, una en la cual el sistema es ganadero, una mixta y una parcela natural de referencia (Figura II.3).

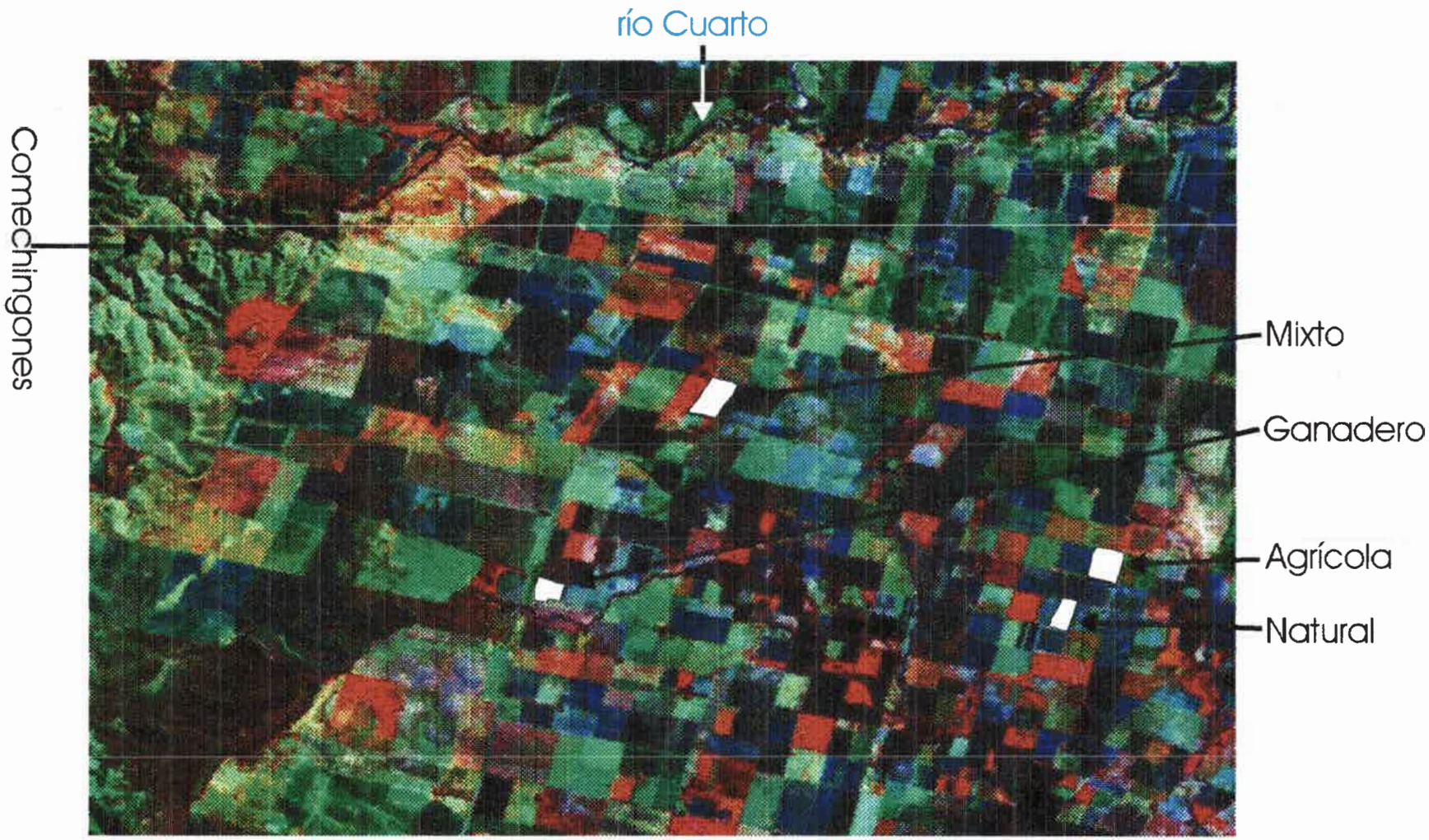


Figura III.3. Ubicación de los ambientes estudiados. Cuenca del arroyo La Colacha.

Ambiente natural (NA) (Foto II.1): S. 32° 58' 23" W. 64° 41' 51" Altitud: 678 msnm. Parcela en la que por más de cuarenta años no se han desarrollado actividades de tipo agrícolas ni ganaderas. Actualmente presenta una cobertura de *Eragrostis curvula* (pasto llorón).

Foto II.1. Ambiente natural. Cuenca del arroyo La Colacha, Córdoba, Argentina.

Ambiente ganadero (GA) (Foto II.2): S. 33° 00' 42" W. 64° 46' 44" Altitud: 709 msnm.

Dedicado a la cría de bovinos. Sin prácticas de labranza desde 1996. Permaneció con un cultivo de alfalfa y restos de pastos naturales durante 5 años, hasta enero de 2001 cuando se implantó maíz para pasto con el sistema de siembra directa, con una distancia entre surcos de aproximadamente 50 cm. Hacia junio de 2001 la

parcela presentaba un rastrojo seco del maíz comido por el ganado. Históricamente fue manejada con carga media de pastoreo.

Foto II.2. Ambiente Ganadero. Cuenca del arroyo La Colacha, Córdoba, Argentina.

Ambiente mixto (MI) (Foto II.3): S. 32° 56' 29" W. 64° 44' 51" Altitud: 678 msnm.
Manejo intensivo, con cultivo de maní, maíz y girasol desde hace 30 años, intercalado anualmente con siembra de pasturas y pastoreo intensivo de bovinos. Las prácticas agrícolas se desarrollan con la aplicación de agroquímicos.
En agosto de 1999 la parcela estaba cubierta por maíz que fue cosechado y luego pastoreado. Hacia octubre se trabajó con cincel y se sembró maíz en plano. En agosto de 2000 se cosechó el maíz e ingresó el ganado a pastar. En febrero de 2001 se aplicó el arado múltiple y crecieron malezas dominadas por el sorgo de

alepo (*Sorghum halepense*). Luego se aplicó el arado a rejas y en los primeros días de abril se sembró avena y trébol sin la aplicación previa de herbicidas.

Foto II.3. Ambiente mixto. Cuenca del arroyo La Colacha, Córdoba, Argentina.

Ambiente agrícola (AG) (Foto II.4): S. 32° 58' 16" W. 64° 41' 37" Altitud: 683 msnm. Manejo agrícola intensivo. Cultivo de maní, maíz y girasol desde hace 40 años, con prácticas agrícolas variadas, y aplicación de agroquímicos. Luego de cuatro años de cultivo continuado de maní, en la temporada 1997/1998 se cultivó maíz, y en la 1998/1999 girasol, ambos utilizando la siembra directa. Al momento del primer muestreo (agosto de 1999) presentaba un rastrojo de girasol de la cosecha 1999 y maíz de la cosecha 1998, ambos cultivos implantados con el sistema de siembra directa. Hacia fines de 1999 se sembró maíz en plano para utilizarlo como alimento para el ganado. Ingresaron los vacunos en los primeros días de enero del 2000. Luego sobre el rastrojo del maíz se aplicó el arado a discos y se sembró en abril avena con melilotus. Hacia principios del 2001 la parcela presentaba restos de las pasturas y algunas malezas.

Foto II.4. Ambiente agrícola. Cuenca del arroyo La Colacha, Córdoba, Argentina.

En la figura II.4. se representan gráficamente de los períodos de mayor y menor estabilidad con relación a los eventos de manejo aplicados en cada ambiente en los dos años de muestreo.

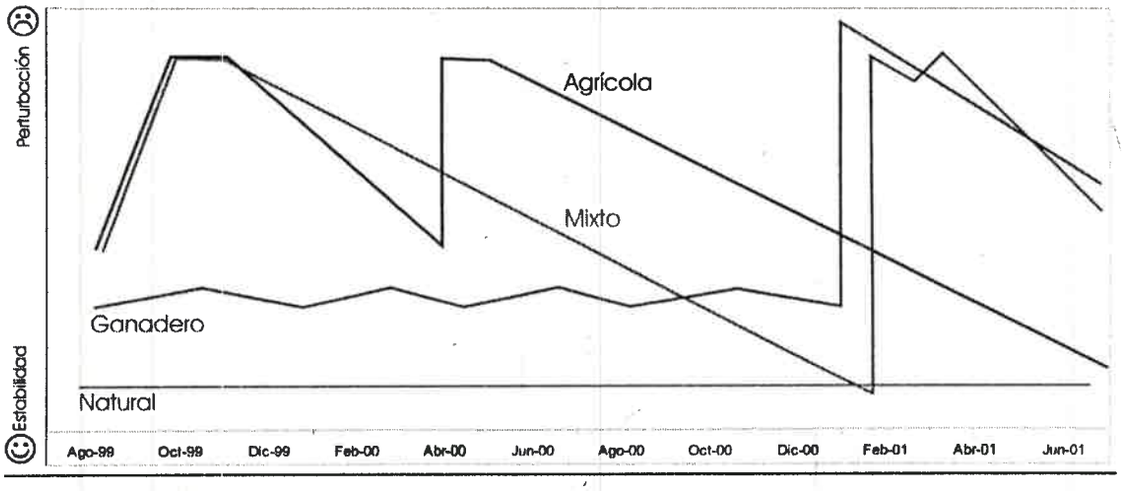


Figura II.4. Representación gráfica de los períodos de estabilidad en cada ambiente.

II. Metodología

En los cuatro ambientes se realizaron doce muestreos, con una periodicidad bimensual. Las fechas de los muestreos fueron las siguientes: 18-08-1999, 19-10-1999, 15-12-1999, 16-02-2000, 19-04-2000, 23-06-2000, 30-08-2000, 19-10-2000, 18-12-2000, 20-02-2001, 18-04-2001 y 27-06-2001.
En cada fecha se tomaron seis muestras de suelo al azar en cada ambiente para la caracterización de las comunidades de ácaros, colémbolos y miriápodos (muestras cilíndricas, de 10 cm. de profundidad y 10 cm. de diámetro), dos muestras de suelo para la determinación de la densidad aparente del suelo, y cuatro muestras para la caracterización física, química y fisicoquímica del mismo. Las muestras para la caracterización de la fauna fueron tomadas mediante el extractor de centro de O'connor modificado (Parisi, 1979) y luego procesadas en el sistema de Berlese-Tullgren modificado (Southwood, 1980) para extraer los organismos. Los especímenes colectados fueron conservados en una solución de alcohol al 70% para su posterior identificación y recuento mediante el uso de lupas binoculares y microscopios ópticos.

Los parámetros abióticos evaluados fueron: densidad aparente (Arshad *et al.*, 1996), porcentaje de humedad (método de Asencio, 1976), contenido de materia orgánica, mediante el método de Walkley-Black modificado (Jackson, 1970), pH (teniendo en cuenta la acidez actual del suelo en agua, por métodos potenciométricos) y temperatura del suelo (mediante el uso de termómetros convencionales de suelo).
En algunas fechas de muestreo la densidad aparente no pudo ser medida en los ambientes AG y MI debido al estado del suelo. En algunos casos por estar recientemente laboreado y en otros por el gran contenido de agua retenida en la superficie.

Adicionalmente se realizó una descripción del perfil típico del suelo considerando las siguientes propiedades de cada horizonte: profundidad, color (en seco y húmedo) utilizando la notación de Munsell, textura (al tacto), estructura, consistencia (en seco, húmedo y mojado), límites, presencia de raíces y bioturbación.

La clasificación taxonómica del suelo se desarrolló según el Soil Survey Staff (1998). Para la definición de las unidades taxonómicas se realizaron calicatas a pala y barreno describiéndose los suelos según las normas de reconocimiento de suelos del INTA (Etchevehere, 1976), utilizando la nomenclatura de horizontes de las actualizaciones del Soil Survey Staff (1993).

La identificación taxonómica de Acari, Collembola y Myriapoda se llevó a cabo hasta nivel de género y especie cuando ello fue posible, mediante la utilización de claves taxonómicas específicas. En lo referente a la cuantificación de los organismos se realizaron recuentos determinando el número de individuos por metro cuadrado de suelo, lo que permite la comparación con datos publicados por otros autores. Cuando en adelante se haga referencia a "microartrópodos totales" o "total de microartrópodos" se deberán considerar en forma conjunta los ácaros, colémbolos y miriápodos.

Parámetros evaluados como potenciales indicadores

Considerando que existen pocos antecedentes a cerca de la utilización de parámetros basados en las comunidades de Acari, Collembola y Myriapoda del suelo como indicadores, se decidió calcular numerosos parámetros ecológicos de la comunidad y evaluar su potencialidad como indicadores de la calidad del suelo. Han sido incluidos en el presente análisis algunos parámetros que no han funcionado como indicadores en otros estudios, con el objetivo de evaluar su eficacia en el agroecosistema de La Colacha.
Se siguió la clasificación de potenciales indicadores propuesta por Linden *et al.* (1994) con respecto a los niveles de análisis.

Los parámetros calculados, su definición y la categoría a la que pertenecen se presentan en la Tabla II.4.

Tabla II.4. Resumen de las características de los parámetros evaluados.

Cate-goría	Parámetro		Definición
Densidad de especies	*Mesaphorura macrochaeta*		Densidad de la especie de colémbolos *M. macrochaeta*
	M. macrochaeta/Collembola		Proporción relativa de los taxones
	Tectocepheus sp.		Densidad de la especie de Oribatida *Tectocepheus* sp.
	Tectocepheus sp./ Oribatida		Proporción relativa de los taxones
	Oppiella nova		Densidad de la especie de Oribatida *Oppiella nova*
	Oppiella nova/Oribatida		Proporción relativa de los taxones
Grupos taxonómicos superior a especie	Acari		Densidad de Acari
	Oribatida		Densidad de Oribatida
	Oppiidae		Densidad de Oppiidae
	Mesostigmata		Densidad de Mesostigmata
	Uropodina		Densidad de Uropodina
	Gamasina		Densidad de Gamasina
	Rhodacaridae		Densidad de Rhodacaridae
	Myriapoda		Densidad de Myriapoda
	Symphyla		Densidad de Symphyla
	Pauropoda		Densidad de Pauropoda
Rasgos de historia de vida	Proporción de organismos k y r estrategas	Oribatida/Astigmata	Proporción relativa de los dos taxones
		Oribatida/Prostigmata	Proporción relativa de los dos taxones
		Oribatida/(Astig.+Prostig.)	Proporción relativa de los taxones
		(Oribatida +Uropodina) / (Astigmata + Prostigmata)	Proporción relativa de los taxones
		(Oribatida+Mesostigmata)/ (Astigmata+ Prostigmata)	Proporción relativa de los taxones
		Prostigmata/Acari	Proporción relativa de los dos taxones
		Oppiidae/Oribatida	Proporción relativa de los dos taxones
		Pauropoda/Myriapoda	Proporción relativa de los dos taxones
		Symphyla/Myriapoda	Proporción relativa de los dos taxones
		Collembola/Oribatida	Proporción relativa de los dos taxones

Tabla II.4. Continuación.

Cate-goría	Parámetro		Definición
Rasgos de historia de vida	Grupo B-T-O	Grupo BTO/Oribatida	Proporción relativa de Brachychthoniidae, Tectocepheidae y Oppiidae en el total de Oribatida
	Grupos tróficos	Acari predatores / Acari	Proporción relativa de ácaros predatores en el total de Acari.
		Prostigmata predatores / Prostigmata	Proporción relativa de ácaros prostigmátidos predatores en el total de Prostigmata.
		Oribatida fungívoros / Oribatida	Proporción relativa de Oppiidae, *Zygoribatula*, *Galumna*, *Ramussella* en el total de Oribatida
		Prostigmata fungívoros/Prostig.	Proporción relativa de ácaros prostigmátidos fungívoros en el total de Prostigmata.
Comunidad	Riqueza de microartrópodos totales		N° de especies de microartrópodos
	Riqueza de Acari		N° de especies de Acari
	Riqueza de Oribatida-Agosto 1999		N° de especies de Oribatida
	Riqueza de Oribatida- Dos años		N° de especies de Oribatida
	Riqueza de Mesostigmata		N° de especies de Mesostigmata
	Riqueza de Prostigmata		N° de especies de Prostigmata
	Riqueza de Astigmata		N° de especies de Astigmata
	Riqueza de Collembola		N° de especies Collembola
	Indices de estructura: total de microartró-podos	H'	índice de Shannon
		D	índice de Simpson
		J'	índice de equitatividad
		Alfa	índice de diversidad Alfa
		d	índice de dominancia
	Indices de estructura: Oribatida	H'	índice de Shannon
		D	índice de Simpson
		J'	índice de equitatividad
		Alfa	índice de diversidad Alfa
		d	índice de dominancia

Tabla II.4. Continuación.

Cate-goría	Parámetro		Definición
Análisis estadísticos Multivariados	Análisis de conglome-rados	Acari, Collembola y Myriapoda	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Acari y Collembola	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		M. macrochaeta, Tectocepheus sp. y *O. nova*	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Oppiidae, Uropodina, Gamasina y Rhodacaridae	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		M. macroch./Collembola, *Tectocepheus* sp./Oribatida y *O. nova*/Oribatida	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Orib./Ast., Orib./Prost., Orib./(Ast.+Prost.), (Orib.+Urop.)/(Ast.+ Prost.), (Orib.+Mesost.)/ (Ast.+ Prost.)	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Paurop./Myri., Symphy./Myri., Colle./Oribatida, BTO/Oribatida y Orib. fungívoros/Oribatida	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Collembola, Uropodina, *M. macrochaeta,* Orib./Ast., Orib./Prost., Orib./(Ast.+Prost.), (Orib.+Urop.)/ (Ast.+Prost.) y (Orib.+Mesost.)/(Ast.+ Prost.)	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata y Rhodacaridae	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.
		Tectoceph./Oribatida, Oppiidae, Oppiide/Oribatida, *O. nova*/ Oribatida y BTO/Oribatida	Análisis de conglomerados usando los parámetros señalados.

Tabla II.4. Continuación.

Cate-goría	Parámetro		Definición
Análisis estadísticos Multivariados	Análisis de componentes principales (ACP)	Todos los parámetros calculados.	Análisis de conglomerados usando todos los parámetros simultáneamente.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata, Collembola, Myriapoda, Symphyla, Pauropoda	Análisis de componentes principales usando los parámetros señalados.
		M. macrochaeta, Tectocepheus sp. y *Oppiella nova,*	Análisis de componentes principales usando los parámetros señalados.
		M.macroch./Collemb., *Tectocepheus*/Oribatida y *O. nova*/Oribatida	Análisis de componentes principales usando los parámetros señalados.
		Orib./Astig., Orib./Prost., Orib./(Astig.+Prost.), (Orib.+Uropodina)/ (Astig.+Prost.), Uropodina, Collembola y *M. macrochaeta*	Análisis de componentes principales usando los parámetros señalados.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata, Rhodacaridae.	Análisis de componentes principales usando los parámetros señalados.
		Tectocepheus/Orib., Oppiidae, Oppiidae/Orib., *O. nova*/Orib. y BTO/Orib.	Análisis de componentes principales usando los parámetros señalados.

Parámetros basados en densidad de especies

Debido a la gran cantidad de variaciones y combinaciones de caracteres, la taxonomía del género *Tectocepheus* es muy compleja (Martínez & Velis, 2000) y los especialistas consideran a todas las especies como *Tectocepheus* spp. Por ello en la presente investigación se define el parámetro a nivel de género.

Se calculó la densidad del colémbolo *Mesaphorura macrochaeta* para verificar lo evidenciado en otras investigaciones (Hagvar, 1984; Hagvar & Abrahamsen, 1984; Van Straalen, 1997) acerca de las preferencias de pH de estas especies. Las especies citadas por estos autores no son las mismas que las presentes en los

suelos en estudio, pero si los géneros. Se correlacionaron estos datos con las mediciones de pH de cada muestra (correlación de Pearson).

Parámetros basados en densidad de grupos taxonómicos de jerarquía superior a especie

Además de la utilización de especies como posibles indicadoras, se evaluó la significación de los valores de densidad de los diferentes grupos taxonómicos de mayor jerarquía. Se calcularon densidades de familias, subórdenes y órdenes de los diferentes grupos. Por ejemplo, considerando que algunos autores indican que los ácaros oribátidos como grupo son recolectados con alta densidad en sitios maduros y estables y disminuyen en ambientes antropizados (Curry & Momen, 1988; Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999) se analizó la aptitud de la densidad de oribátidos como bioindicadora.

Adicionalmente se calcularon las densidades de los otros grupos como posibles indicadores. Se calculó la densidad de Uropodina que se espera que sea máxima en sitios de buena calidad de suelo (Hermosilla *et al.*, 1977; Koehler, 1999) y la densidad de Gamasina que aumentaría en suelos de baja calidad o cultivados (Koehler, 1999).

Considerando la escasez de antecedentes sobre el uso de miriápodos como indicadores se calcularon las densidades de los taxones Symphyla y Pauropoda y las proporciones relativas entre ellas.

Parámetros basados en rasgos de historia de vida

Se analizaron las proporciones relativas de los diferentes taxones en base a diferencias en ciertos parámetros ecológicos (reproductivos, alimenticios). Se tomaron algunos parámetros propuestos por otros autores (Karg, 1963; Hermosilla & Rubio, 1974; van Straalen, 1998; Behan-Pelletier, 1999; Paoletti, 1999) y se definieron otros en base a ciertos aspectos ecológicos tomados de la bibliografía.

Se calculó la proporción de organismos tipo r-estrategas y k-estrategas con los grupos de los que se dispone de información a cerca de los rasgos de historia de vida, y al nivel taxonómico permitido por el grado de resolución de la información disponible.

A pesar de que los ácaros oribátidos tienen atributos de historia de vida de organismos considerados k-estrategas, algunas familias difieren en estos hábitos como Brachychthoniidae, Tectocepheidae y algunos Oppidae (Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999). Por esto se definió el grupo Brachychthoniidae-Tectocepheidae-Oppidae (grupo B-T-O) y se calculó como posible indicador la densidad en relación al total de oribátidos.

Para los grupos de organismos de los que se dispone de información acerca de sus hábitos alimentarios, se evaluaron una serie de parámetros basados en grupos tróficos y las proporciones relativas al total del grupo al que pertenecen en los cuatro ambientes. Los parámetros Acari predatores/Acari y Prostigmata predatores/Prostigmata fueron calculados para un ciclo de un año, desde agosto de 2000 hasta junio de 2001 puesto que así lo permitió la resolución taxonómica de la base de datos.

Parámetros a nivel de comunidad

Se calcularon, por un lado, parámetros basados en parámetros del conjunto de todas las morfoespecies de ácaros y colémbolos recolectadas en el muestreo del mes de agosto de 1999. Por otro lado se calcularon los mismos parámetros en base a la comunidad de ácaros del suborden Oribatida en todos los muestreos de los dos años.

Se realizó la identificación de todos los organismos a nivel de especie o de morfoespecie (Oliver & Beatie, 1996), y se construyó la matriz de datos correspondiente. En base a estos datos se calculó la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon y la Equitatividad (Magurran, 1988), el índice de Simpson (Magurran, 1988), el índice de diversidad Alfa (Kempton & Taylor, 1974) y el de dominancia (Berger & Parker, 1970). La riqueza específica de la comunidad de Oribatida fue calculada en cada muestreo para los cuatro ambientes y los valores obtenidos fueron estandarizados.

Los valores del índice de Shannon presentados en este trabajo fueron calculados con la fórmula que utiliza el logaritmo con base 10, mientras que se dispone de datos de otros autores que, en algunos casos no indican la formula utilizada, y en los que si lo hacen, fue usado el logaritmo con base 2. Por esto, para poder comparar

con resultados de otros autores se presentan los datos del índice de Shannon de la presente investigación recalculados con logaritmo con base 2.

Análisis estadísticos multivariados

Se realizaron análisis por Conglomerados o Clusters para evaluar la similitud entre las comunidades de los cuatro ambientes en base a los datos cuantitativos de las densidades de los taxones (método de Ward, distancia euclídea). Un agrupamiento describe un grupo de objetos (ambientes) que son más similares entre sí que con los objetos fuera de él (Sena *et al.*, 2002).

Se desarrolló un Análisis de Componentes Principales (ACP) en base a las abundancias de los diferentes grupos para identificar cuales son las variables responsables de la mayor variación de los datos, y cuales son los taxones cuyas densidades son más importantes en cuanto a su participación en la variación total. Este análisis permitió identificar a los grupos de organismos y los parámetros que marcan la mayor diferencia entre los ambientes estudiados.

Normalización de los potenciales indicadores

Los parámetros calculados fueron normalizados mediante una ecuación simple para llevarlos a la escala 0 - 1. Los valores 0 - 1 permiten establecer comparaciones entre los ambientes independientemente de los valores absolutos medidos para cada uno. El cálculo se realizó como sigue:

$$Vn = Pm - Pmin / Pmax - Pmin$$

donde Vn = valor normalizado del parámetro, Pm = valor del parámetro medido, Pmax = valor máximo medido del parámetro, Pmin = valor mínimo medido del parámetro.

Análisis estadístico

Para realizar comparaciones de los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos y de las densidades de los diferentes grupos de organismos entre los cuatro ambientes, se desarrolló un Análisis de la Varianza (ANOVA) para medidas repetidas en el tiempo, ya que al involucrar la variable "fecha de muestreo" en un

ANOVA simple se viola uno de los supuestos básicos de tal análisis (Von Ende, 1993). Las muestras tomadas en un mismo ambiente en dos fechas consecutivas no son independientes entre sí, por lo que se hace necesaria la aplicación de un método de análisis estadístico que contemple tal situación. En el análisis ANOVA para medidas repetidas se puede valorar el efecto principal (ambiente), el efecto tiempo (fecha de muestreo) y la interacción entre ambiente y fecha. En el caso de la existencia de una interacción significativa se entiende que el efecto de los ambientes sobre las densidades de organismos (variable dependiente) fluctúa con el tiempo. La interacción significativa entre tratamiento y fecha de muestreo indica que las pendientes de regresión entre tratamientos son diferentes, y se interpreta como un efecto diferencial de los tratamientos a lo largo del tiempo. De esta forma se puede determinar, por ejemplo, si el número de organismos difiere significativamente en el tiempo.

Para facilitar la interpretación de las interacciones y el efecto principal, cuando se verificaron interacciones significativas, los datos fueron divididos y re-analizados separadamente para cada nivel de la variable "fecha de muestreo" (Hamilton, 2000; Osler *et al.*, 2000). En los casos en que existieron diferencias significativas entre los ambientes, se desarrollaron test a posteriori de Tukey (Sokal & Rohlf, 1995).

Se realizó un análisis por Conglomerados (Sokal & Rohlf, 1995) para evaluar la similitud entre los cuatro ambientes en base a los datos físicos, químicos y fisicoquímicos del suelo (método de Ward, distancia euclídea).

Se desarrollaron análisis de correlación para estudiar el grado de asociación entre las variables. Una medida de la robustez de la asociación está dada por el coeficiente de correlación. Se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson (Sokal & Rohlf, 1995).

Además se realizaron Análisis de Regresión Lineal (Sokal & Rohlf, 1995) para estudiar la relación funcional entre una variable respuesta Y (variable dependiente) y una o más variables regresoras X (variables independientes o predictoras).

Se realizaron pruebas de la hipótesis de normalidad usando el estadístico de Shapiro-Wilks modificado por Mahibbur y Govindarajulu (1997). Las variables numéricas que no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de

varianza, fueron transformadas mediante la utilización de la transformación de Box-Cox (Sokal & Rohlf, 1995). Las variables *densidad poblacional de ácaros astigmatas* y *densidad poblacional de miriápodos* no pudieron ser transformadas mediante la transformación de Box-Cox debido a la insuficiente cantidad de datos. Por ello las diferencias entre los ambientes en cuanto a esas dos variables fueron valoradas utilizando una prueba estadística no paramétrica. Se realizó un test de Kruskal-Wallis (InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, 1999). Todos los análisis estadísticos se realizaron con los programas *JMP* (JMP, SAS Institute, 1997) e InfoStat (Universidad Nacional de Córdoba, 1999).

CAPITULO III. RESULTADOS

1. SUELO

1.1. Descripción de los perfiles. Características morfológicas

1.1.1. Ambiente NA (Tabla III.1.)

A1 (0-25 cm); pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2) en húmedo y pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en seco; franco arenoso; estructura en bloques subangulares gruesos moderados a fuertes que rompen a bloques angulares medios finos; blando en seco, muy friable en húmedo; ligeramente plástico, ligeramente adhesivo; fresco; límite inferior abrupto y suave.

A2 (25-43 cm); pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2) en húmedo y pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en seco; franco arenoso; estructura en bloques subangulares gruesos moderados que rompen a bloques angulares medios moderados a débiles; duro en seco, friable en húmedo; plástico, adhesivo; fresco; límite inferior abrupto y suave.

Bw (43-66 cm); pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en húmedo y pardo (10YR 5/3) en seco; franco arenoso; estructura en prismas simples irregulares a regulares gruesos moderados que rompen a prismas menores y bloques menores moderados a débiles; ligeramente duro en seco, friable en húmedo; plástico, adhesivo; abundantes barnices arcillo-húmicos, gruesos sobre las caras de agregados y medios en el interior de peds; fresco; límite inferior abrupto y suave.

BC (66-88 cm); pardo amarillento oscuro (10YR 4/4) en húmedo y pardo amarillento (10YR 5/4) en seco; franco arenoso; estructura en prismas simples irregulares gruesos moderados a débiles que rompen a bloques menores finos débiles; escasos barnices arcillo-húmicos, sobre las caras de agregados y en el interior de peds; blando en seco, friable en húmedo; plástico, ligeramente adhesivo; fresco; límite inferior claro y suave.

C (88-140 cm); pardo amarillento (10YR 5/4) en húmedo y pardo claro amarillento (10YR 6/4) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares irregulares medios a finos débiles; blando en seco, muy friable en húmedo; ligeramente plástico, no adhesivo; fresco; límite inferior abrupto y suave.

Tabla III.1. Datos analíticos de cada horizonte del perfil de suelo del ambiente natural.

Horizonte	pH	CMO	Ca	K	Na	Mg	CIC
Ap	6.44	4,74	9.2	2.5	0.40	0.2	9.5
A2	7.49	2,66	10.4	2.4	0.38	0.2	10.0
BW	7.30	2,08	12.8	2.3	0.39	3.6	10.9
BC	7.60	1,96	11	2.2	0.37	0	11.4
C	7.60	1,39	12.8	2.8	0.42	3.2	11.1

CMO: Contenido de materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

1.1.2. Ambiente GA (Tabla III.2.)

Ap (0-12 cm); gris muy oscuro (10YR3/1) en húmedo y pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares finos, débiles; duro en seco, friable en húmedo; ligeramente plástico, ligeramente adhesivo; fresco; límite inferior abrupto y suave.

Bw1 (12-24 cm); gris muy oscuro (10YR3/1) en húmedo y pardo oscuro (10YR3/3) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares y prismas simples irregulares, medios, moderados; ligeramente duro en seco, friable en húmedo; ligeramente plástico, ligeramente adhesivo; escasos barnices arcillo-húmicos, finos sobre las caras de los agregados; fresco; límite inferior abrupto y suave.

Bw2 (24-40 cm); pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en húmedo y pardo oscuro (10YR3/3) en seco; franco arenoso; estructura en bloques subangulares finos, débiles; ligeramente en seco, muy friable en húmedo; plástico, adhesivo; muy

escasos barnices arcillo-húmicos, finos sobre las caras de los agregados; fresco; límite inferior abrupto y suave.

BC (40-61 cm); pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en húmedo y pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en seco; franco arenoso; estructura en bloques subangulares, finos, débiles; blando en seco, muy friable en húmedo; ligeramente plástico, ligeramente adhesivo; fresco; límite inferior claro y suave.

C (61- + cm); pardo amarillento (10YR 5/4) en húmedo y pardo amarillento (10YR 5/4) en seco; franco arenoso; estructura masiva; suelto en seco, suelto en húmedo; no plástico, no adhesivo; fresco.

Tabla III.2. Datos analíticos de cada horizonte del perfil de suelo del ambiente ganadero.

Horizonte	pH	CMO	Ca	K	Na	Mg	CIC
A	6.48	4,39	13.0	6.8	0.91	0.2	14.8
BW1	7.49	9,01	14.2	4.6	0.74	0.8	14.5
BW2	7.54	1,96	13.8	3.5	0.69	0.4	13.6
BC	7.54	1,85	13.6	2.1	0.79	0.2	12.2
C	7.56	1,73	13.2	2	0.82	0	12.2

CMO: Contenido de materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

1.1.3. Ambiente MI (Tabla III.3.)

Ap (0-12 cm); pardo oscuro (10YR3/3) en húmedo y pardo (10YR 5/3) en seco; franco arenoso; estructura granular fina dominante, en menor proporción algunos bloques de aprox. 5 cm.; blando en seco, muy friable en húmedo; ligeramente plástico, ligeramente adhesivo; fresco; límite inferior abrupto y suave.

A2 (12-20 cm); pardo oscuro (10YR3/3) en húmedo y pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en seco; franco arenoso; estructura laminar gruesa, de seis cm. De ancho, conserva rastrojo y abundantes raíces, que rompe a bloques angulares gruesos; duro en seco, friable en húmedo; plástico, adhesivo; fresco; límite inferior abrupto y suave.

Bw1 (20-34 cm); pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en húmedo y pardo grisáceo oscuro (10YR 4/2) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares medios moderados que rompen a bloques angulares finos moderados; los primeros 3 cm estructura laminada; ligeramente duro en seco, friable en húmedo; plástico, adhesivo; barnices arcillo-húmicos, gruesos sobre las caras de agregados y medios en el interior de peds; fresco; límite inferior abrupto y suave.

Bw2 (34-51 cm); pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en húmedo y pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en seco; franco arenoso; estructura en bloques laminados (platicurticos) que rompen a bloques laminados; ligeramente duro en seco, friable en húmedo; plástico, adhesivo; escasos barnices arcillo-húmicos sobre las caras de agregados; fresco; límite inferior abrupto y suave.

BC (51-70 cm);-pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/2) en húmedo y pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares medianos finos; blando en seco, friable en húmedo; plástico, ligeramente adhesivo; fresco; límite inferior claro y suave.

C (70- + cm); pardo oscuro (10YR 3/3) en húmedo y pardo amarillento oscuro (10YR 4/4) en seco; franco arenoso; estructura masiva, conserva cierta laminación; blando en seco, muy friable en húmedo; ligeramente plástico, no adhesivo; fresco.

Tabla III.3. Datos analíticos de cada horizonte del perfil de suelo del ambiente mixto.

Horizonte	pH	CMO	Ca	K	Na	Mg	CIC
Ap	6.15	2.93	7.8	3.6	0.54	0	9.5
A2	6.3	2.6	9.8	3.8	0.54	0.2	8.7
BW1	6.5	1,04	11	3.9	0.60	1.2	7.1
BW2	6.6	1,33	10.8	3.8	0.56	0.4	9.0
BC	7	1.30	13	3.3	0.57	0	8.1
C	7.4	1.18	11.4	3.3	0.48	0	8.7

CMO: Contenido de materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

1.1.4. Ambiente AG (Tabla III.4.)

Ap (0-20 cm); pardo grisáceo muy oscuro (10YR3/2) en húmedo y pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en seco; franco arenoso; estructura laminar de 1 y ½ cm de espesor; duro en seco, muy friable en húmedo; no plástico, no adhesivo; seco; límite inferior abrupto y suave.

Bw (20-40 cm); pardo oscuro (10YR3/3) en húmedo y pardo amarillento oscuro (10YR 4/4) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares medios moderados que rompen a bloques angulares finos moderados; ligeramente duro en seco, muy friable en húmedo; ligeramente plástico, ligeramente adhesivo; escasos barnices arcillo-húmicos, finos sobre las caras de los agregados; seco; límite inferior claro y suave.

BC (40-62 cm); pardo a pardo oscuro (10YR 4/3) en húmedo y pardo amarillento (10YR 5/4) en seco; franco arenoso; estructura en bloques angulares medios a finos débiles a masivo; blando en seco, muy friable en húmedo; no plástico, no adhesivo; seco; límite inferior claro y suave.

Ck (62- + cm); pardo amarillento (10YR 5/4) en húmedo y pardo claro (10YR 6/3) en seco; franco arenoso; estructura masiva; suelto en seco, muy friable en húmedo; no plástico, no adhesivo; seco; alto contenido de carbonatos libres.

Tabla III.4. Datos analíticos de cada horizonte del perfil de suelo del ambiente agrícola.

Horizonte	pH	CMO	Ca	K	Na	Mg	CIC
Ap	6.59	3,00	7.2	3.1	0.46	0.8	9.3
BW	6.86	1,85	11.8	2.1	0.42	0.2	10.9
BC	7.31	1,04	11.8	1.9	0.41	0.8	8.8
C	8.33	1,27	34	2.3	0.42	0.2	9.7

CMO: Contenido de materia orgánica; CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

1.2. Características físicas, químicas y fisicoquímicas

En base a los valores calculados para los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos del suelo se realizó un ANOVA para medidas repetidas en el tiempo con el objeto de valorar las diferencias entre los cuatro ambientes. En lo que respecta al contenido de materia orgánica (CMO) no se verificaron variaciones temporales significativas (efecto tiempo, $p>0.05$). Se observó una interacción significativa entre ambiente y tiempo de muestreo ($p>0.05$) en el mes de junio del 2000 y abril del 2001. En todos los muestreos el suelo NA presentó el mayor CMO ($p<0.05$) y junto con el GA superaron significativamente a los otros ambientes ($p<0.05$) (Figura III.1). Solamente en los muestreos de junio del 2000 y de abril del 2001 hubo diferencias entre el MI y el AG, con mayor CMO en el último.

Los valores de pH del suelo (Figura III.2) mostraron una interacción significativa entre la fecha de muestreo y los ambientes ($p<0.05$). En agosto y octubre de 2000 y febrero de 2001 el NA presentó menor pH que el resto ($p<0.05$).

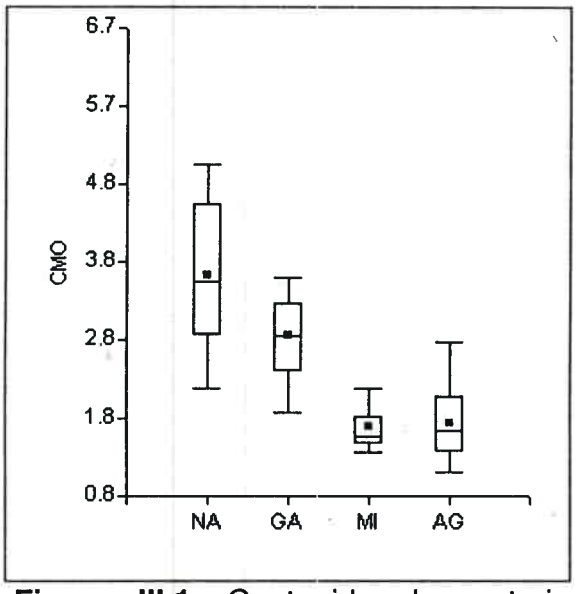


Figura III.1. Contenido de materia orgánica del suelo en los cuatro ambientes.

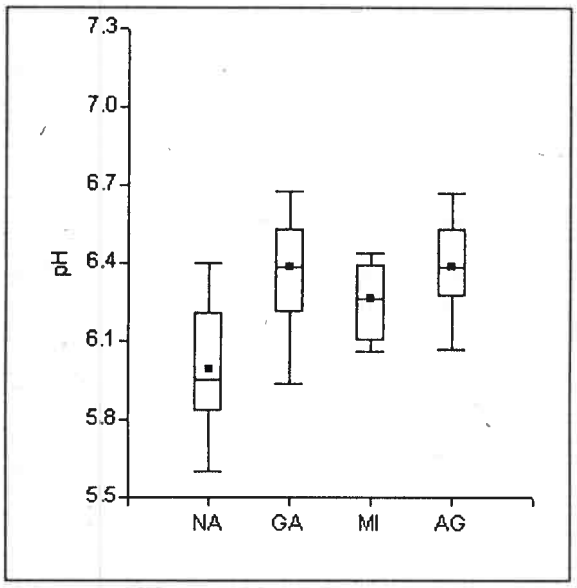


Figura III.2. pH del suelo en los cuatro ambientes.

Se observó la existencia de diferencias significativas en el porcentaje de humedad del suelo entre los cuatro ambientes ($p<0.001$). El suelo NA presentó mayor porcentaje de humedad promediando los doce muestreos, seguido por el MI (Figura III.3). Las diferencias con los otros dos suelos fueron estadísticamente significativas ($p<0.05$). Se verificó una interacción significativa entre ambiente y tiempo de muestreo ($p<0.001$) lo que indica que las magnitudes de esas diferencias son tiempo-dependientes. En el análisis de las diferencias por fecha de muestreo se constató que en agosto de 1999, febrero, junio, agosto, octubre y diciembre de 2000 y en febrero de 2001 el NA presentó mayor porcentaje de humedad del suelo que los tres restantes ($p<0.05$).

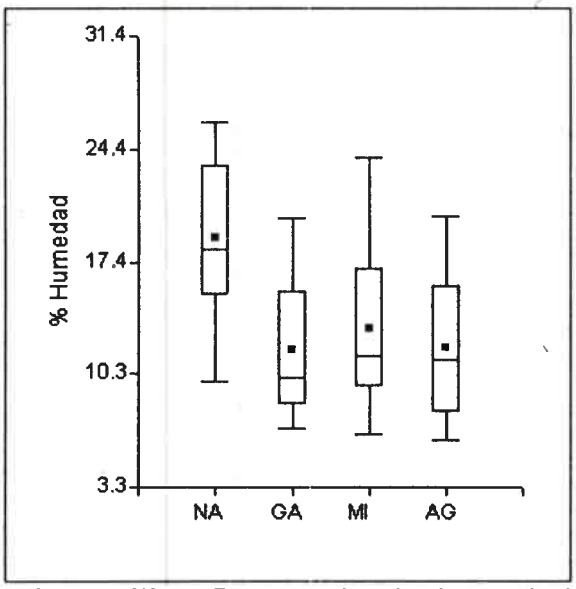


Figura III.3. Porcentaje de humedad del suelo en los cuatro ambientes.

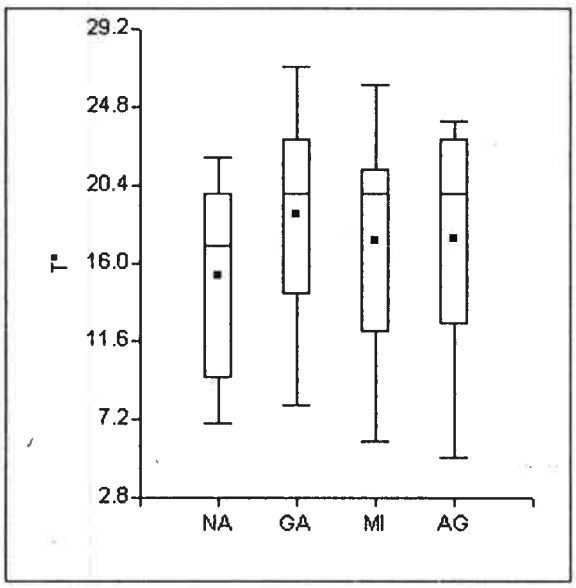


Figura III.4. Temperatura del suelo en los cuatro ambientes.

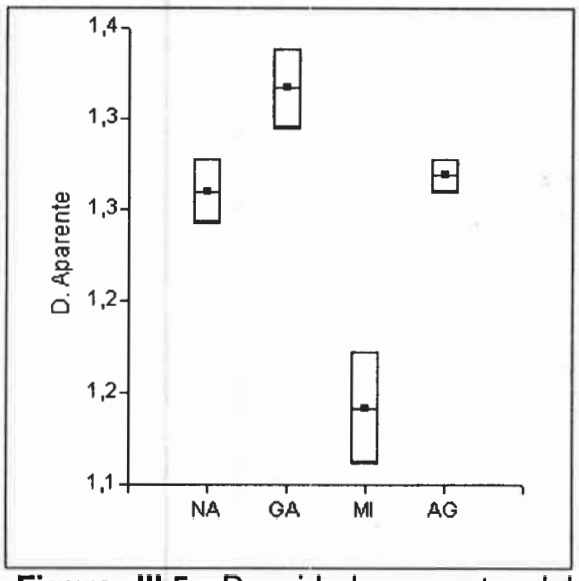


Figura III.5. Densidad aparente del suelo en los cuatro ambientes.

Con los datos de densidad aparente del suelo obtenidos se observó la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes, basadas en los promedios de todos los muestreos ($p<0.05$). El suelo del GA presentó la mayor densidad aparente y mostró diferencias significativas sólo con el MI que fue el de menores valores de densidad ($p<0.05$). Entre los otros ambientes las diferencias no fueron significativas (Figura III.5).

Las diferencias entre los valores de temperatura del suelo (Figura III.4) entre los ambientes fueron significativas ($p<0.05$) pero se verificó una interacción entre estos y la fecha de muestreo ($p<0.001$) lo que indica que las diferencias observadas dependen de la fecha de muestreo. En todos los meses el NA presentó menor temperatura del suelo que los restantes, excepto en junio de 2000 y de 2001. En el primer caso la temperatura del suelo NA superó a la del AG y en el siguiente año a la del AG y el MI ($p<0.05$). La marcada variación estacional observada gráficamente se corroboró estadísticamente (Figuras III.6. a III.9.).

En las figuras III.6 a III.9 se presentan en forma conjunta los valores de humedad y temperatura del suelo para cada muestreo en cada ambiente.

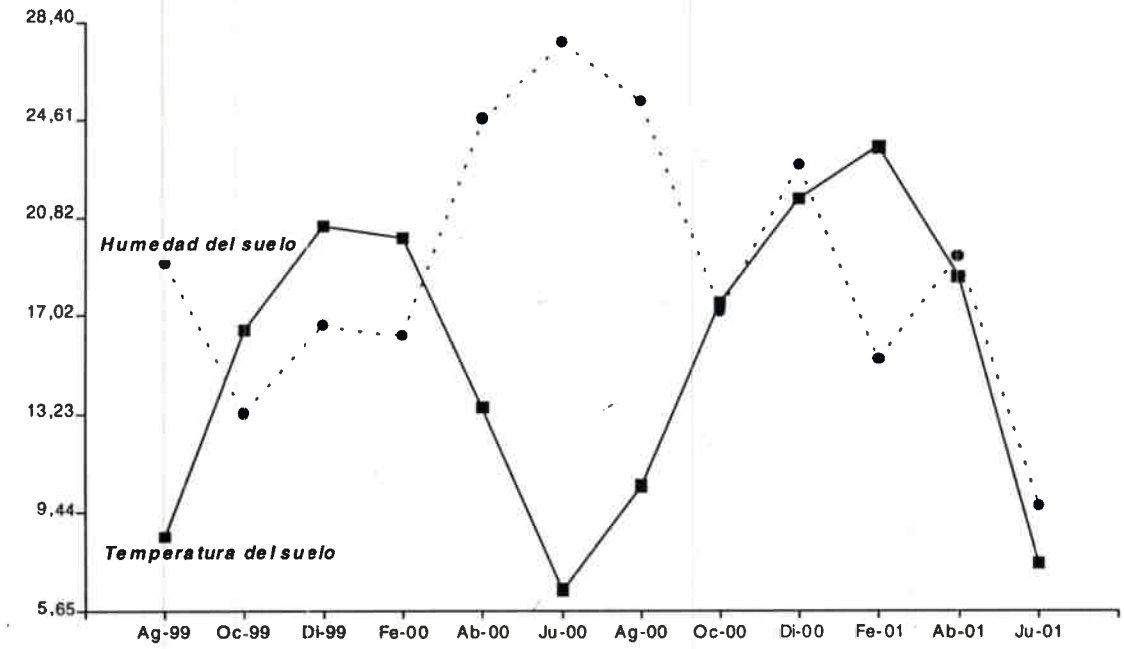


Figura III.6. Porcentaje de humedad y temperatura del suelo durante el período de estudio. Ambiente NA. (efecto tiempo, p<0.001).

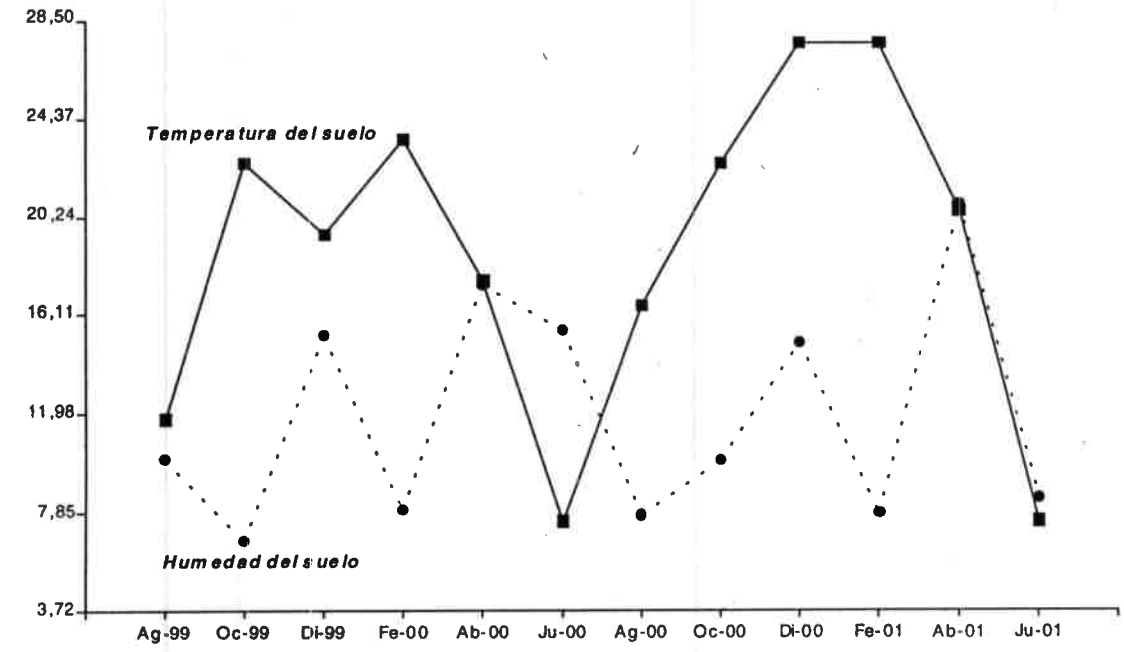


Figura III.7. Porcentaje de humedad y temperatura del suelo durante el período de estudio. Ambiente GA. (efecto tiempo, p<0.001).

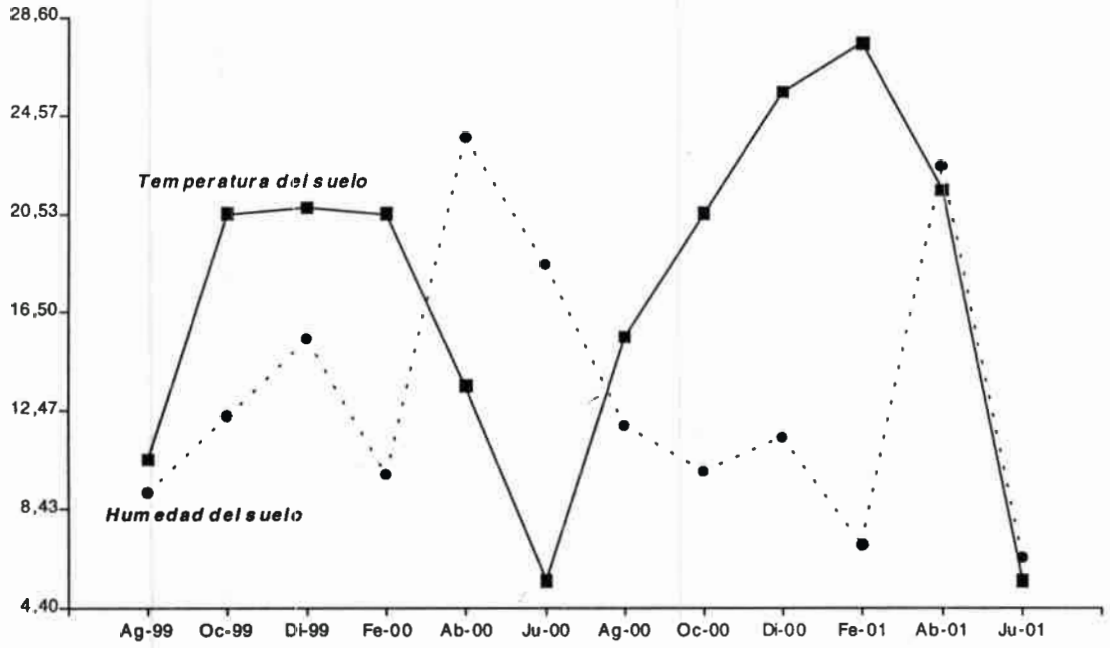


Figura III.8. Porcentaje de humedad y temperatura del suelo durante el período de estudio. Ambiente MI. (efecto tiempo, p<0.001).

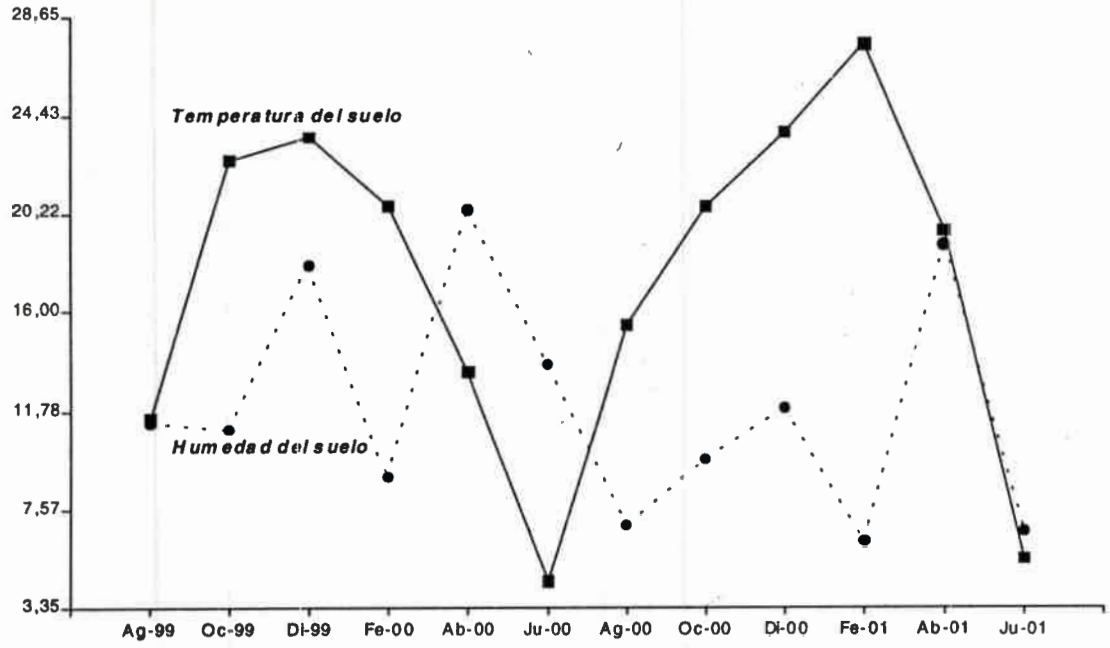


Figura III.9. Porcentaje de humedad y temperatura del suelo durante el período de estudio. Ambiente AG. (efecto tiempo, p<0.001).

Se realizó un Análisis de Conglomerados utilizando las variables: contenido de materia orgánica, pH, temperatura y humedad del suelo para las doce fechas de muestreo (Figura III.10). Se observa cómo las variables permiten detectar claras diferencias entre el NA y los ambientes manejados por el hombre. Dentro de este último grupo, se separa el GA de los que presentan manejo agrícola. El ambiente AG y MI fueron los más similares entre sí.

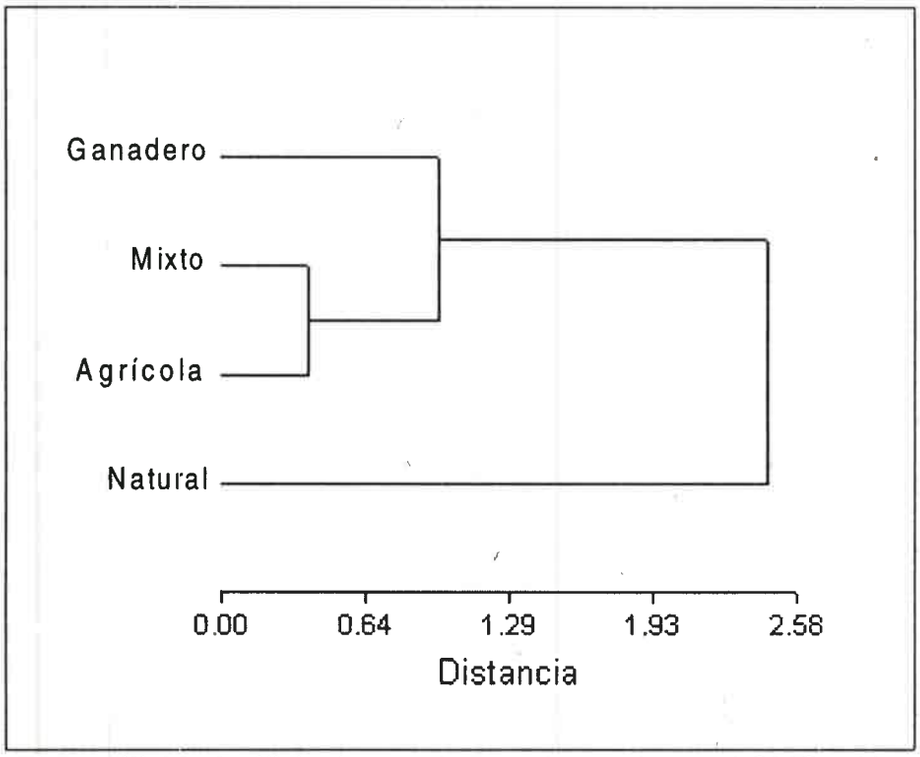


Figura III.10. Análisis de conglomerados en base al CMO, pH, Temperatura y Humedad del suelo para el período estudiado.

2. FAUNA

2.1. Listas de taxones identificados

- Phyllum Arthropoda
  - Subphyllum Myriapoda
    - Clase Symphyla
      - Symphyla spp.
    - Clase Pauropoda
      - Fam. Pauropodidae
        - *Allopauropus* n.sp. 1 *
        - *Allopauropus* n.sp. 2 *
        - *Allopauropus* n.sp. 3 *
        - *Allopauropus* n.sp. 4 *
        - *Polypauropoides* n.sp. 1 *

* Especies cuya descripción se encuentra actualmente en prensa en la revista *Studies on Neotropical Fauna and Environment.*

  - Subphyllum Chelicerata
    - Clase Arachnida
      - Orden Acari
        - Sub Orden Mesostigmata
          - Fam. Ologamasidae
            - *Gamasellus* sp.
            - *Periseius* sp.
          - Fam. Rhodacaridae
            - *Rhodacarus* sp.
            - *Rhodacarus* sp. (similar a *R. denticulatus)*
          - Fam. Ascidae
            - *Lasioseius* sp.
            - *Lasioseius scapulatus* Kennett 1958
            - *Protogamasellus primitivus* Karg 1962
            - *Asca* sp. (similar a *A. nova)*

Antennoseius sp. (similar a *A. bacatus)*

Proctolaelaps pygmaeus (Muller, 1860)

Casanueva, Berrios, Peredo & Martinez 1994

Fam. Macrochelidae

Macrocheles sp. (similar a *M. saceri)*

Macrocheles (*Macrholaspis*) sp. (similar a *M. recki)*

Fam. Pachylaelapidae

Zygoseius sp.

Fam. Laelapidae

Androlaelaps sp. (similar a *A. fahrenholzi)*

Geolaelaps sp.

Dendrolaealps sp. (similar a *D. stammeri)*

Hypoaspis sp. (similar a *H. elongata)*

Fam. Phytoseiidae

Proprioseiopsis sp.

Amblyseius sp.1 (similar a *A. meridionalis)*

Amblyseius sp.2 (similar a *A. barkeri)*

Amblyseius sp.3

Amblyseius sp.4

Fam. Paraditidae

Parasitus sp. (similar a *P. nolli)*

Fam. Digamasellidae

Dendrolaelaps sp. (similar a *D. halophilus)*

- Sub Orden Prostigmata

Fam. Tydeidae

Tydeius sp.1

Tydeius sp.2

Orthotydeus sp.

Fam. Scutacaridae

Scutacarus sp.

Imparipes ? sp.

Fam. Cunaxidae

Cunaxidae spp.

Cunaxa sp.

Eupalus sp.

Pseudobonzia saaymani Den Heyer, 1977

Neocunaxoides sp.

Fam. Pachygnathidae

Pachygnathidae spp.

Fam. Microdispididae

Microdispididae spp.

Fam. Stigmaeidae

Stigmaeidae spp.

Ledermuelleria sp.

Fam. Nanorchestidae

Caenonychus sp.

Nanorchestes sp.

Speleorchestes sp.

Fam. Rhagidiidae

Coccorhagidia clavifrons Canestrini, 1886

Poecilophysis sp.

Fam. Eupodidae

Eupodes sp.

Benoinyssus sp.

Fam. Alicorhagiidae

Alicorhagia sp.

Fam. Pyemotidae

Pygmephorus sp.

Fam. Pygmephoridae

Bakerdania sp.

Fam. Tetranychidae

Tetranychidae spp.

Fam. Tarsonemidae

Tarsonemidae sp.

Fam. Bimichaelidae

Bimichaelia sp.

- Sub Orden Oribatida

Fam. Brachychthoniidae

Brachychthoniidae sp.

Fam. Trhypochthoniidae

Trhypochthonius breviclava Hammer, 1958

Fam. Haplochtoniidae

Haplochtonius sp.

Fam. Oppiidae

Brachioppiella (Grassittoppia) sp.

Microppia minus Paoli, 1908

Oppiella nova (Oudemans, 1902)

Oxyoppia (Oxyoppiella) suramericana (Hammer, 1958)

Oxyoppia (Dzarogneta) sp.

Striatoppia sp.

Ramusella (Ramusella) cordobensis (Balogh & Mahunka, 1968)

Saculoppia singularis Balogh & Mahunka, 1968

Fam. Tecocepheidae

Tectocepheus sp.

Fam. Lohmaniidae

Torpacarus ommitens ommitens Grandjean, 1950

Fam. Epiplohmaniidae

Epilohmania pallida americana (Balogh & Mahunka, 1981)

Fam. Oribatulidae

Zygoribatula sp.

Fam. Euphthiracaridae

Rhysotritia sp.

Fam. Thyrisomidae

Banksinoma monoceros (Balogh & Mahunka, 1968)

Fam. Galumnidae

Galumna sp.

- Sub Orden Astigmata

Fam. Anoetidae

Anoetidae spp.

Fam. Hemisarcoptidae

Hemisarcoptidae spp.

Fam. Acaridae

Acotyledon sp.

Tyrophagus palmarum Oudemans, 1924

Tyrophagus neiswanderi Johnston & Bruce, 1965

Tyrophagus putrescentiae (Schrank, 1781)

Schwiebea sp.

Fam. Histiostomatidae

Glyphanoetus sp.

Fam. Winterschmidtiidae

Oulenziinae sp.

- Subphyllum Hexapoda
  - Clase Insecta
    - Subclase Apterigota
      - Orden Collembola
        - Sub Orden Arthropleona

Fam. Onychiuridae

Mesaphorura macrochaeta Rusek, 1976

Mesaphorura iowensis (Mills, 1932)

Mesaphorura granulata (Mills, 1934)

Protaphorura sp.

Thalassaphorura encarpata (Denis, 1931)

Fam. Isotomidae

Folsomia sp.

Cyptopigus sp.

Ballistura filifera (Denis, 1931)

Fam. Hypogastruridae

Hypogastrura matura

Hypogastrura essa Christiansen & Bellinger, 1980

Hypogastrura assimilis (Krausbauer, 1898)

Fam. Brachystomellidae

Brachystomella parvula (Schäffer, 1896)

Brachystomella platensis Najt & Massoud, 1974

Fam. Neanuridae

Neanurinae sp.

Brasilimeria cf. *anura* Arlé, 1939

Friesea monteiroi Rapoport, 1962

Fam. Entomobryidae

Entomobrya sp.

Entomobryidae sp.

- Sub Orden Symphypleona

Fam. Sminthuridae

Sminthurinus sp.

Sphaeridia pumilis (Krausbauer, 1898)

Fam. Neelidae

Megalothorax rapoporti Salmon, 1964

Fam. Bourletiellidae

Bourletiella sp.

Prorastriopes sp.

2.2. Densidades poblacionales

2.2.1. Total de microartrópodos

La máxima densidad de microartrópodos se recolectó en el NA en octubre de 1999 y fue de 67.885 ind/m^2 mientras que el menor valor, 2.355 ind/m^2, correspondió al AG en el mes de diciembre de 2000 (Figura III.11).

La densidad poblacional de ácaros, colémbolos y miriápodos presentó gran variación temporal en los cuatro ambientes (Figura III.12) lo que se reflejó en la densidad total de microartrópodos. Como se observa en la Figura III.11. el promedio de la densidad fue mayor en el NA y el GA y decreció en los sitios más intensamente modificados por el hombre. Para esta variable se observó una interacción significativa entre ambiente y tiempo de muestreo (ANOVA, T*A $p<0.05$). Esto indica que las diferencias detectadas entre los ambientes dependen de la fecha de muestreo analizada. Por ello, no tiene validez un análisis de las diferencias globales entre los ambientes. Se realizó un ANOVA simple para cada fecha de muestreo por separado.

En agosto de 1999 el AG presentó mayor abundancia de microartrópodos que los otros tres ambientes ($p<0.05$). En octubre de 1999 y febrero de 2000 fue en el NA donde se recolectó la mayor cantidad de organismos ($p<0.05$). En abril de 2001 el NA superó al MI y AG, mientras que en diciembre de 2000 el NA y GA superaron significativamente al AG ($p<0.05$). En abril de 2000 el GA presentó mayor densidad de microartrópodos que el AG, en junio de 2000 superó al MI, en agosto de 2000 al NA y AG. En octubre de 2000 fue superior al resto ($p<0.05$). En febrero de 2001 el AG presentó menor número de organismos que los demás ($p<0.05$). En diciembre de 1999 y en junio de 2001 los ambientes no presentaron diferencias significativas en cuanto a la densidad total de microartrópodos ($p>0.05$) (Figura III.12).

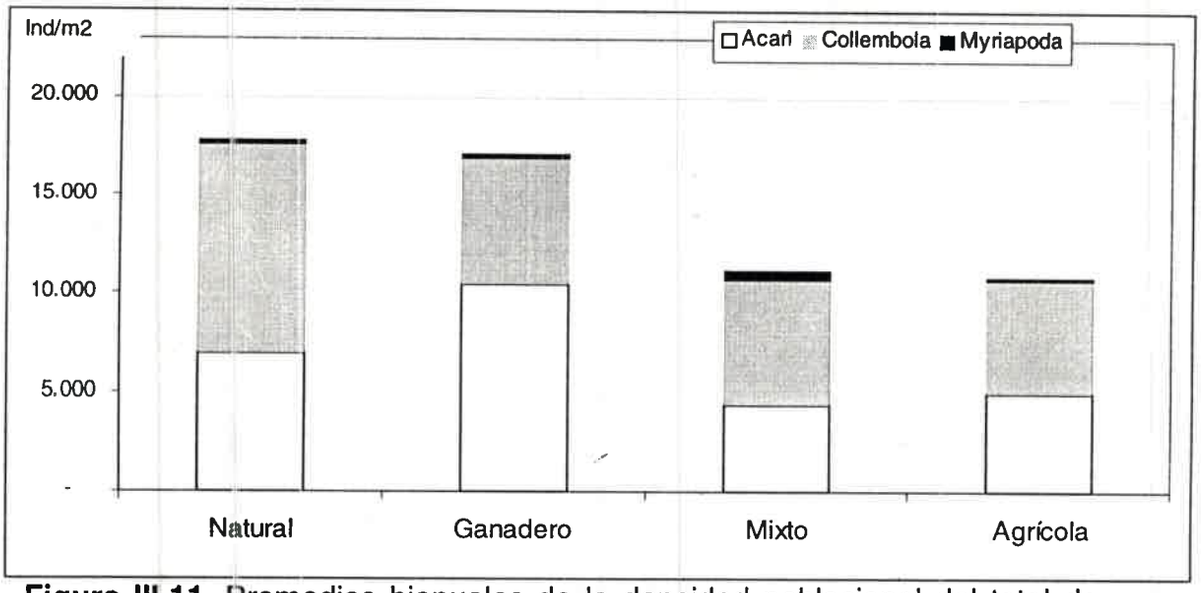


Figura III.11. Promedios bianuales de la densidad poblacional del total de microartrópodos (Acari, Collembola y Myriapoda) en los cuatro ambientes.

En el NA la densidad total de microartrópodos presentó un pico máximo muy elevado en octubre de 1999 y luego un pico más reducido en febrero de 2000. Desde allí decreció paulatinamente hasta octubre de 2000 cuando fue mínima, y presentó un último pico de mediana magnitud en diciembre de 2000.

En el GA la densidad fue baja en la primavera de 1999 y el verano de 2000 y presentó un pico máximo en junio de 2000. La densidad se mantuvo elevada con pocas variaciones hasta diciembre de 2000 y desde ese momento decreció bruscamente producto del laboreo implementado en ese ambiente y la posterior siembra de maíz.

En el MI se produjeron dos picos de igual importancia, en agosto de 1999 y junio de 2001. Entre estos dos meses se presentaron valores menores, con pequeños picos en diciembre de 1999, agosto de 2000 y febrero de 2001. En febrero de 2001 se produjo un decrecimiento de la densidad que pudo estar asociado a la acción del arado aplicado en ese momento.

En el AG se evidenció un pico de alta densidad en agosto de 1999, luego esta decreció paulatinamente hasta valores muy escasos en febrero de 2000 y se mantuvo baja en verano y otoño de 2000. Luego la densidad tuvo un pequeño pico en invierno 2000, decreció hacia la primavera de 2000 y verano de 2001 y presentó un último pico mediano en junio de 2001.

2.2.1.1. Acari

La máxima densidad correspondió al Orden Acari y fue de 31.725 ind/m^2 en octubre de 1999 en el NA y la mínima fue de 1.252 ind/m^2 (ambiente AG, en diciembre de 2000). En diciembre de 1999, febrero y junio de 2000 y abril de 2001 la densidad total de ácaros no difirió entre los ambientes ($p>0.05$). En abril y diciembre de 2000 el NA y el GA presentaron mayores densidades que el resto (Figura III.13) mientras que en abril, agosto y octubre de 2000 el GA estuvo más densamente poblado que los demás ($p<0.05$). En agosto de 1999 el AG y el GA superaron a los otros dos ambientes, en febrero de 2001 el GA superó al NA y al AG y en junio de 2001 el NA presentó menor densidad que el resto ($p<0.05$).

En el NA en los dos años la densidad total de Acari experimentó dos picos de máximos valores en la primavera de ambos años de muestreo. En el verano, otoño e invierno de 2000 permaneció baja, entre 2.000 y 4.200 ind/m^2 y aumentó en noviembre y diciembre tal como se señaló. Luego de este segundo pico de máxima densidad, se registraron valores menores, llegando al pico mínimo de junio de 2001 con 1.200 ind/m^2.

En el GA el pico de densidad de la primavera de 1999 fue menos pronunciado que en el NA, luego presentó valores más elevados en la primavera de 2000. En diciembre de 2000 se midió la máxima densidad, luego ésta decreció bruscamente hasta valores menores en abril de 2001. Los mismos picos de densidades máximas que se observaron en el NA, ocurrieron en el MI, pero desfasados en el tiempo, con un retardo aproximado de un mes. Luego del invierno y primavera de 2000 con valores menores, a principios del verano de 2001 aumentó hasta alcanzar el máximo en febrero de 2001. Posteriormente la densidad de decreció hasta valores mínimos en abril de 2001. Luego comenzó a aumentar hasta niveles similares a los del invierno anterior. Estas variaciones se relacionan con la correlación negativa calculada entre la densidad de ácaros y el contenido de humedad del suelo en este ambiente ($r = -0.69$, $p<0.05$).

En el AG se observó un pico de máxima densidad en primavera de 1999 y decreció hacia enero-febrero de 2000. Se notó un considerable aumento de densidad en el invierno de 2000, producto del incremento de la abundancia de ácaros Astigmata en

abril y agosto y principalmente al pico de Prostigmata desde abril hasta agosto de ese año. Luego, en la primavera de 2000 y verano de 2001 las densidades decrecieron a valores menores que recién se recuperaron en junio de 2001. La densidad de ácaros presentó en este ambiente una correlación negativa ($r = -0.65$, $p<0.05$) con la temperatura ambiental y positiva con el CMO ($r = 0.66$, $p<0.05$).

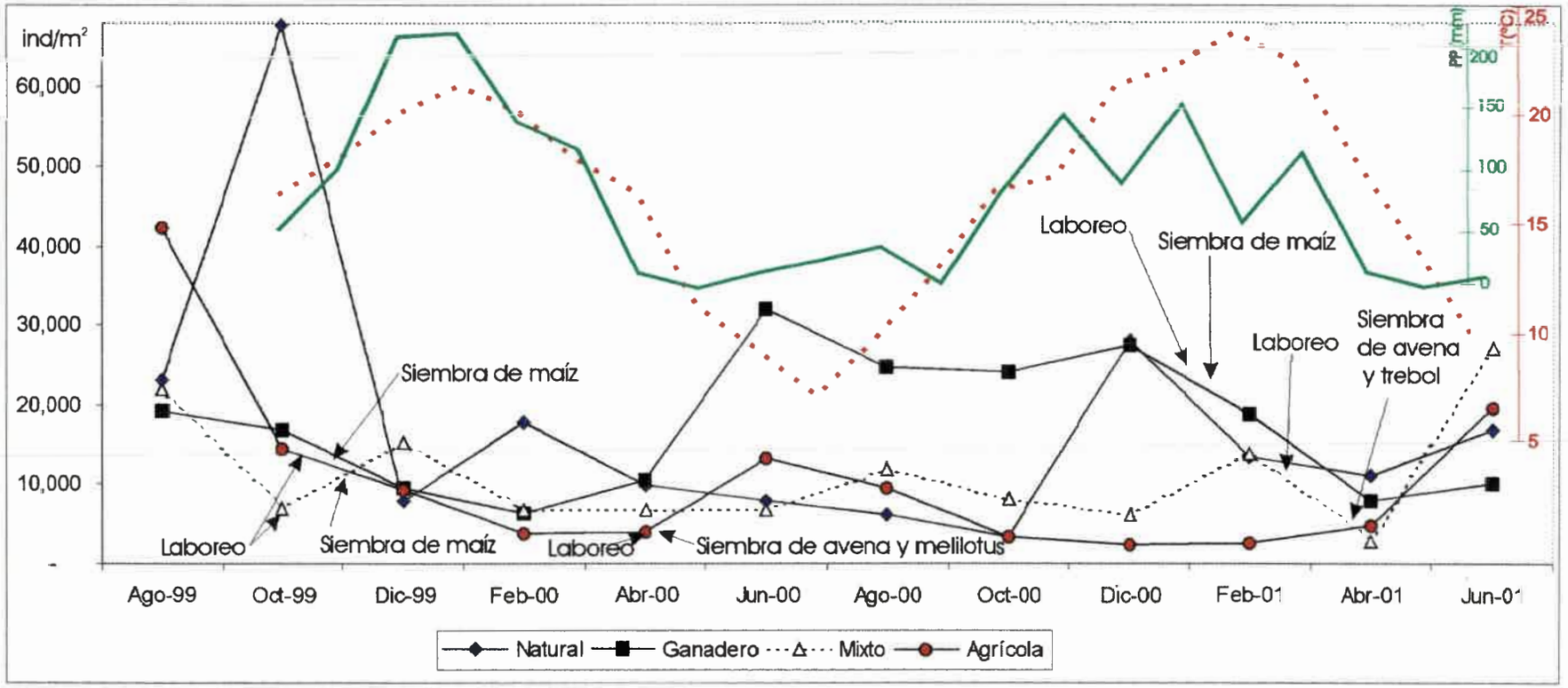


Figura III.12. Variación temporal de la densidad total de Microartrópodos en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntos rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

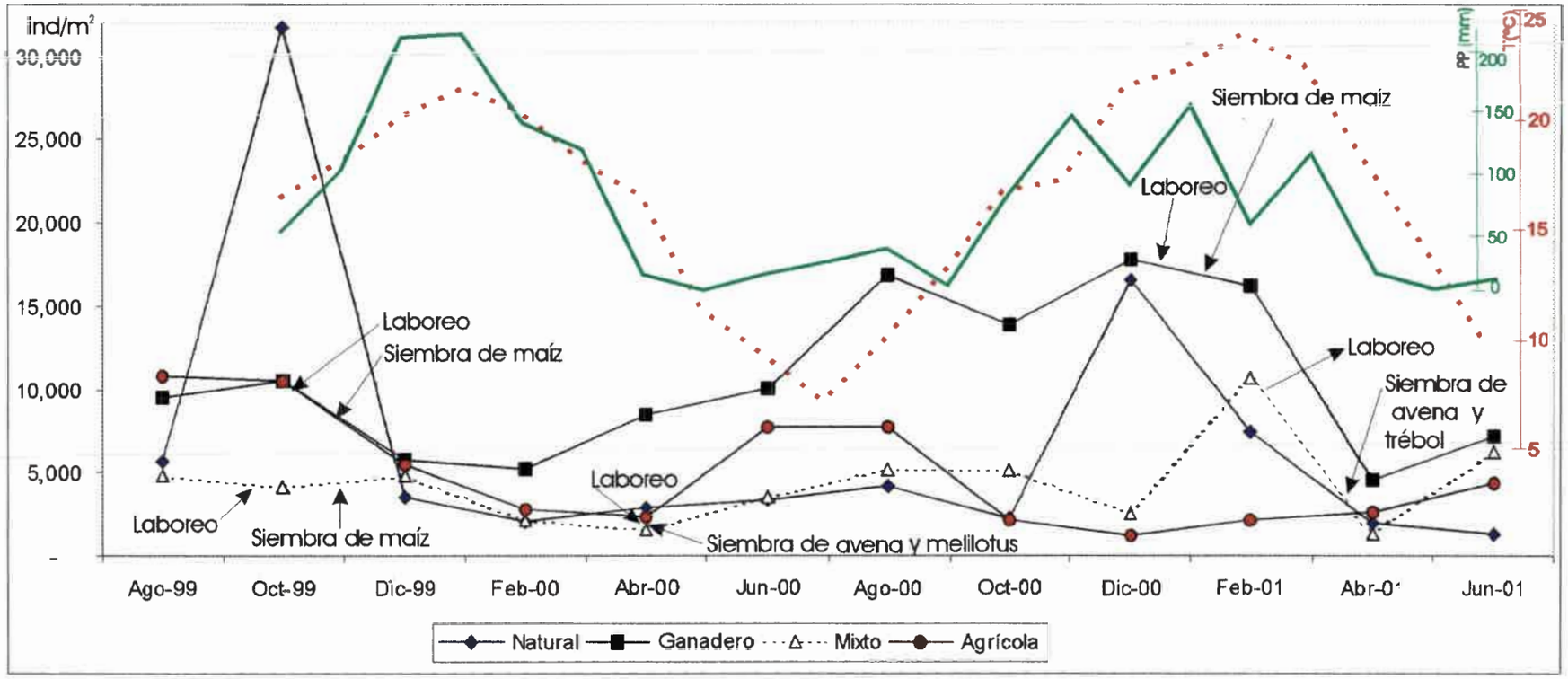


Figura III.13. Variación temporal de la densidad total de Acari en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntoss rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

2.2.1.1.1. Oribatida (Acari)

En este caso, la densidad poblacional presentó una gran variación temporal en los cuatro ambientes (Figura III.14 y 15). El valor más elevado (15.831 ind/m^2) se observó en octubre de 1999 para el NA y el menor (21 ind/m^2) en diciembre de 1999 en el ambiente MI. En abril, agosto, octubre y diciembre de 2000 el GA superó significativamente al resto ($p<0.05$). En agosto de 1999 el GA fue superior al NA y MI y en junio de 2000 al MI. En febrero de 2001 el NA superó al resto, en octubre de 1999 superó al AG y al MI y en diciembre de 1999 sólo al MI. Para los meses de febrero 2000, abril y junio 2001, no hubo diferencias entre los ambientes ($p>0.05$).

En el NA la densidad de oribátidos alcanzó un pico máximo en octubre de 1999, luego disminuyó en febrero de 2000 y se mantuvo relativamente baja durante el verano, otoño e invierno de 2000. Luego hacia diciembre de 2000 presentó un segundo pico pero de menor importancia y volvió a bajar en febrero y abril de 2001. La densidad de oribátidos presentó una correlación negativa con la temperatura ambiental ($r= -0.65$, $p<0.05$).

En el GA hubo una disminución de densidad desde agosto de 1999 a febrero de 2000, a partir de ese mes se verificó un incremento gradual hasta agosto de 2000 y un pico más elevado a fines de la primavera de ese año. Producto de la labranza en el suelo de ese ambiente se observó un decrecimiento de la densidad desde aproximadamente 8.000 a 700 ind/m^2 en febrero de 2001, y comenzó a recuperarse hacia junio de 2001.

El MI presentó valores bajos hasta abril de 2000 y un pico en primavera de 2000, decreció hacia el verano de 2000 y tuvo otro pico más elevado en junio de 2001,

Las variaciones fueron muy diferentes en el AG. La densidad de oribátidos fue máxima en los dos inviernos y decreció en el verano. Esto se corroboró con la correlación negativa de la densidad de este taxon en ese ambiente con la temperatura ambiental ($r= -0.67$, $p<0.05$). Luego del pico de agosto de 1999 (correspondiente al invierno de 1999) la densidad decreció en noviembre de 1999 y se mantuvo baja hasta finales de otoño de 2000. Luego tuvo un pico en junio de 2000, y decreció en la primavera y verano de 2000, para incrementarse nuevamente hacia el invierno de 2001.

2.2.1.1.2. Mesostigmata (Acari)

La máxima densidad se colectó en el NA en diciembre de 2000 (9.443 ind/m^2) y la mínima en el mismo sitio en el mes de junio de 2001 (233 ind/m^2). La densidad de estos organismos en el GA superó al resto de los ambientes en abril, junio, agosto, octubre de 2000 y junio de 2001, en diciembre de 1999 el GA superó al MI y al NA y en febrero de 2001 al AG y MI ($p<0.05$) (Figura III.14 y 16).
En el muestreo de octubre de 1999 el NA superó al MI y en diciembre de 2000 los ambientes NA y GA presentaron mayores densidades que el AG y MI ($p<0.05$). En agosto de 1999, febrero de 2000 y abril de 2001 no se verificaron diferencias significativas entre los ambientes ($p> 0.05$).

En el NA la densidad de mesostigmatas presentó dos picos máximos anuales en la primavera de 1999 y de 2000. Durante el verano, otoño e invierno de 2000 las poblaciones se mantuvieron con valores de densidad menores y relativamente estables.
En el GA se presentaron valores intermedios en primavera de 1999 y el verano 2000, se elevaron en otoño, invierno y primavera de 2000 y verano de 2001. Hacia junio de 2001 la densidad experimentó una recuperación moderada.
En el MI se observó un patrón de variación estacional de la densidad de mesostigmatas muy similar al del NA, con dos picos máximos anuales primaverales y bajas densidades en el resto del año. En el AG se produjo un pico máximo en la primavera de 1999 y luego decreció y permaneció baja durante el verano, otoño, invierno y primavera de 2000. Luego se vio un aumento sostenido desde el verano de 2001 hacia los valores elevados de junio.

2.2.1.1.3. Prostigmata (Acari)

El número de Prostigmata más elevado se recolectó en octubre de 1999 en el NA (6536 ind/m^2) y el menor (106 ind/m$^{2)}$ en el mismo ambiente en febrero de 2000 (Figura III.14 y 17). En diciembre de 1999 el ambiente AG superó significativamente al resto ($p<0.05$), en agosto de 1999 y junio de 2000 superó al NA y MI y en agosto

de 2000 el AG y GA superaron al NA. En octubre de 2000 el GA y MI presentaron mayor densidades que el NA y AG ($p<0.05$). En febrero de 2001 el GA y MI superaron al AG y el GA también al NA. En abril de 2000 el MI tuvo menor densidad que el resto ($p<0.05$).
En octubre de 1999, febrero y diciembre de 2000 y abril y junio de 2001 no se verificaron diferencias significativas entre los ambientes ($p> 0.05$).

En el NA se produjo un pico de máxima densidad en octubre de 1999 y luego los valores decrecieron y se mantuvieron bajos durante el verano, otoño e invierno del año 2000, hasta principios de primavera cuando se produjo el segundo pico de máximos valores, pero no tan elevados como en la primavera anterior. Luego la densidad decreció hacia el otoño de 2001. En el GA se produjo un pico en primavera de 1999, luego decrecieron los valores en el verano de 2000 y se observó un segundo pico en el invierno de 2000 y un tercer punto de máximos valores en febrero de 2001, posiblemente favorecido por la perturbación producto del cultivo de maíz. Luego la abundancia bajó para abril y junio de 2001. En el MI se produjo una variación estacional de la densidad muy similar a la ocurrida en el GA. Elevados valores en primavera de 1999, invierno de 2000 y verano de 2001. Este patrón de variación se mantuvo en gran medida en el ambiente AG. Se produjo un máximo en primavera de 1999, decreció en verano de 2000, otro pico en invierno de 1999, valores menores en primavera de 2000 y un tercer pico en el verano de 2001, pero más leve que en los otros dos ambientes citados.

2.2.1.1.4. Astigmata (Acari)

En varios muestreos no se recolectaron organismos pertenecientes a este grupo de ácaros en uno o más ambientes. El valor máximo fue 1.846 ind/m^2 y se presentó en el GA en febrero de 2000 (Figura III.14 y 18). Sólo en tres muestreos la densidad difirió significativamente entre los ambientes. En agosto de 1999 el AG superó al GA y MI, y en febrero y abril de 2000 el GA superó al NA y MI ($p<0.05$). En el resto de los muestreos no hubo diferencias significativas entre los ambientes ($p> 0.05$).

Si bien en el NA el promedio fue de 187 ind/m^2, esto se debió a la gran influencia en ese parámetro de la abundancia de estos ácaros en diciembre de 2000, cuando se recolectaron más de 1.300 ind/m^2. Pero en el resto del periodo de muestreo la densidad de este grupo fue muy escasa, con un pequeño pico en diciembre de 1999 de 255 ind/m^2. En el GA se evidenció una marcada variación entre los muestreos sucesivos, pero se identificó un pico importante en febrero de 2000 y dos menores en agosto y diciembre de 2000. En el MI los valores fueron menores, sólo se produjo un pico en agosto de 2000 que no guardó relación con la intervención humana en ese ambiente ni con condiciones microambientales favorables. En el AG se produjo un pico en agosto de 1999 y tres menos pronunciados en abril, agosto de 2000 y junio de 2001. El crecimiento poblacional de abril de 2000 puede asociarse a la perturbación en el sistema que implicó el arado a disco y la siembra de avena en esa fecha.

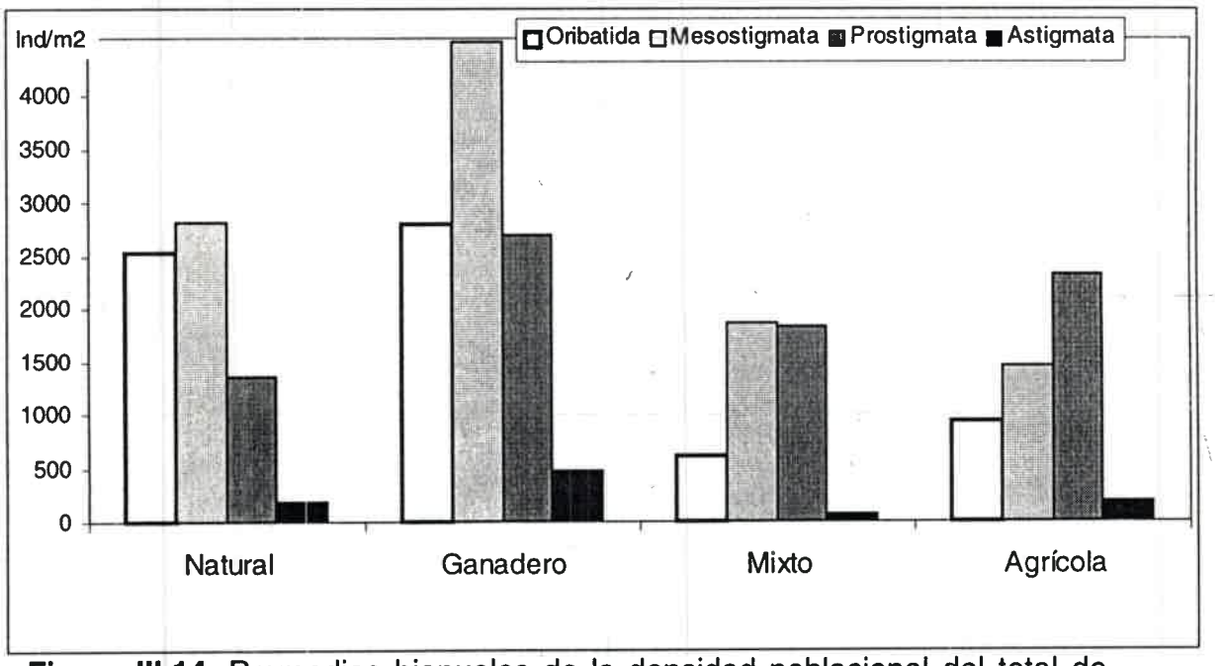


Figura III.14. Promedios bianuales de la densidad poblacional del total de los cuatro subórdenes de Acari en los cuatro ambientes.

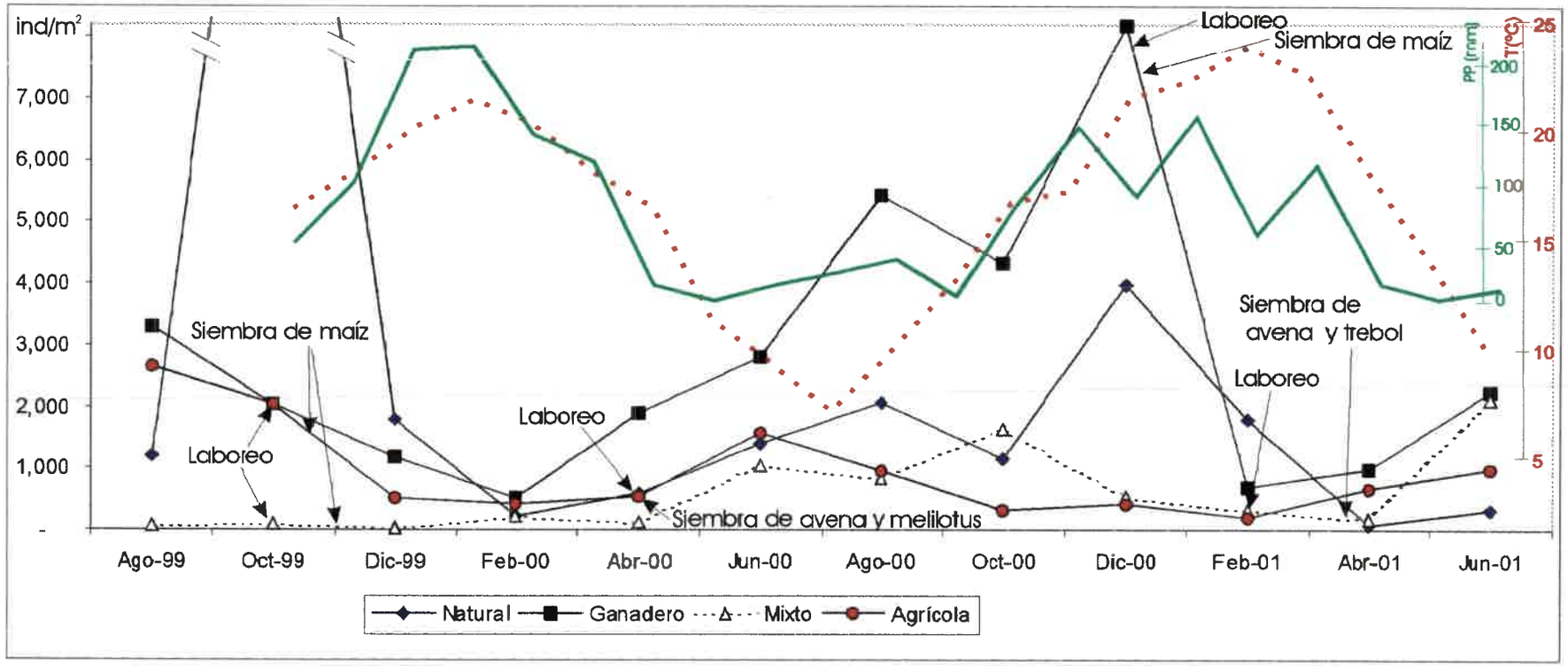


Figura III.15. Variación temporal de la densidad total de Oribatida en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntos rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

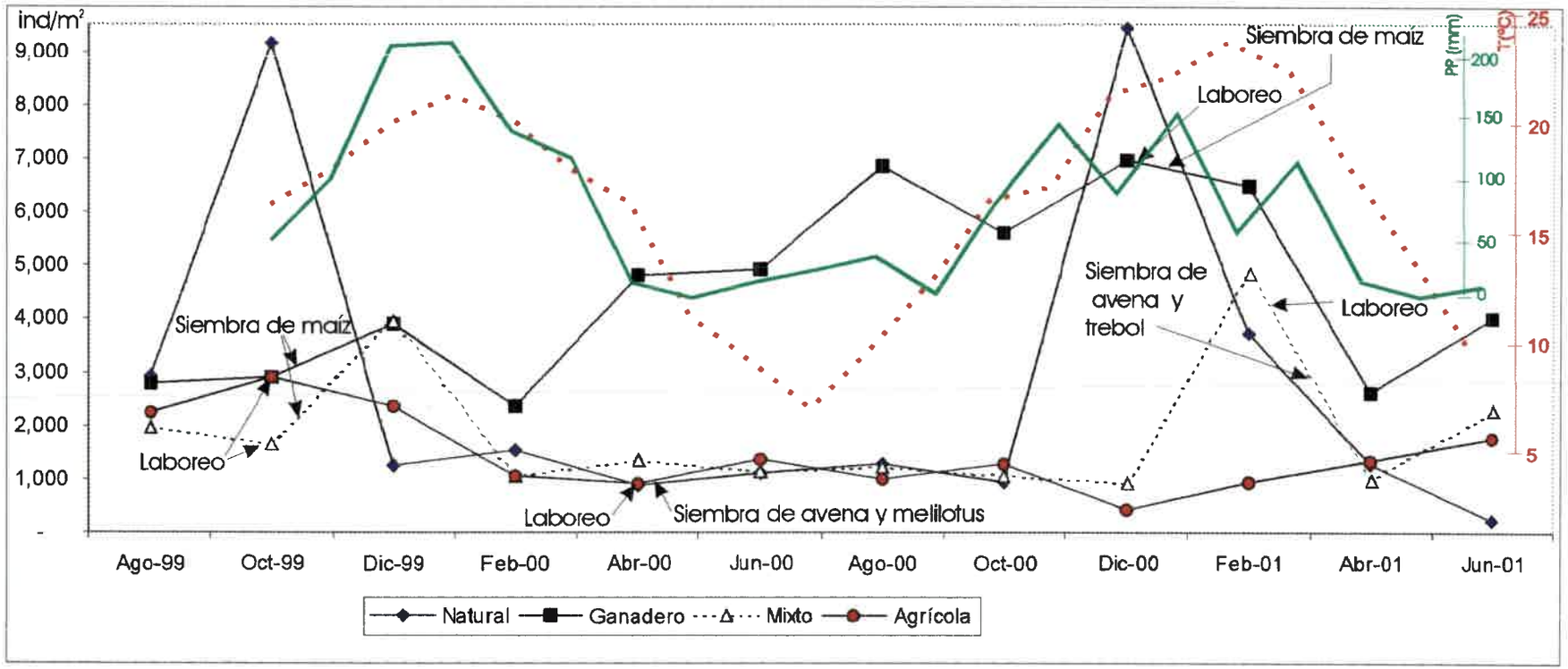


Figura III.16. Variación temporal de la densidad total de Mesostigmata en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntos rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

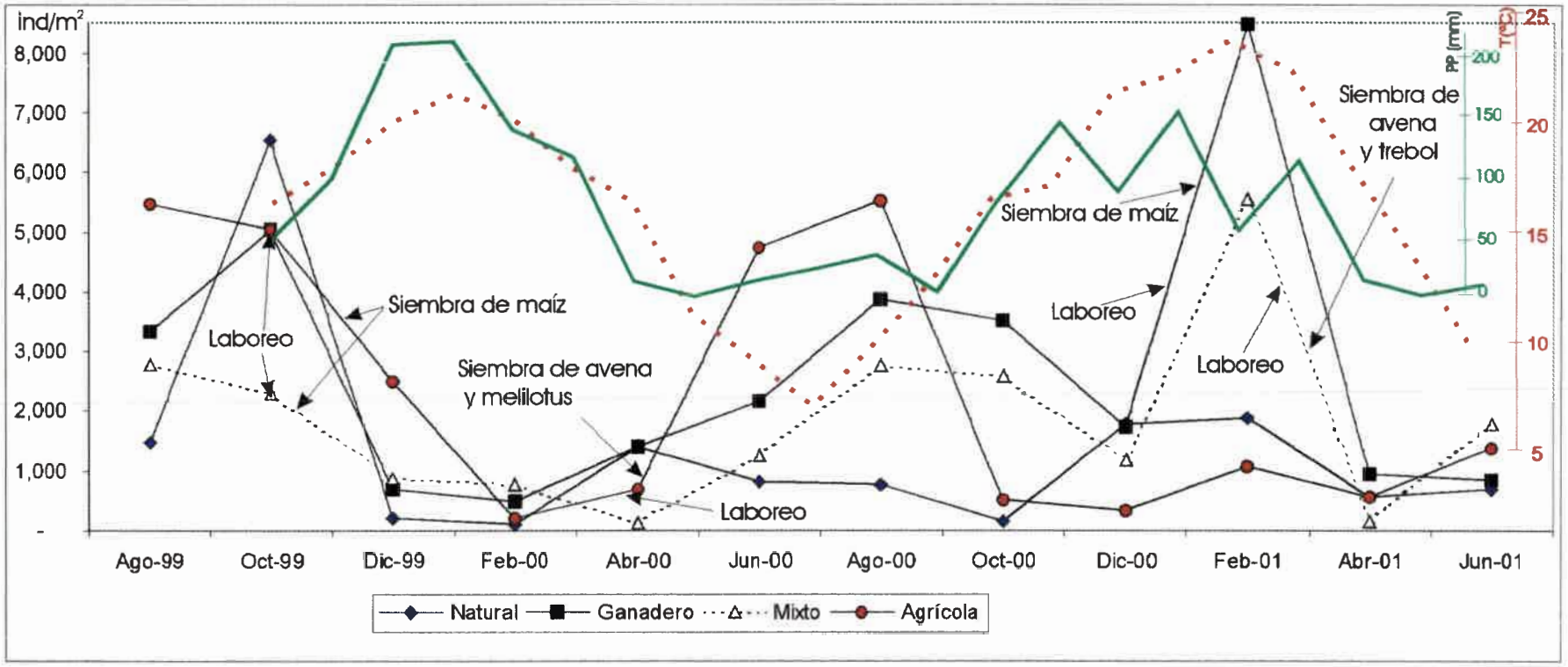


Figura III.17. Variación temporal de la densidad total de Prostigmata en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntos rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

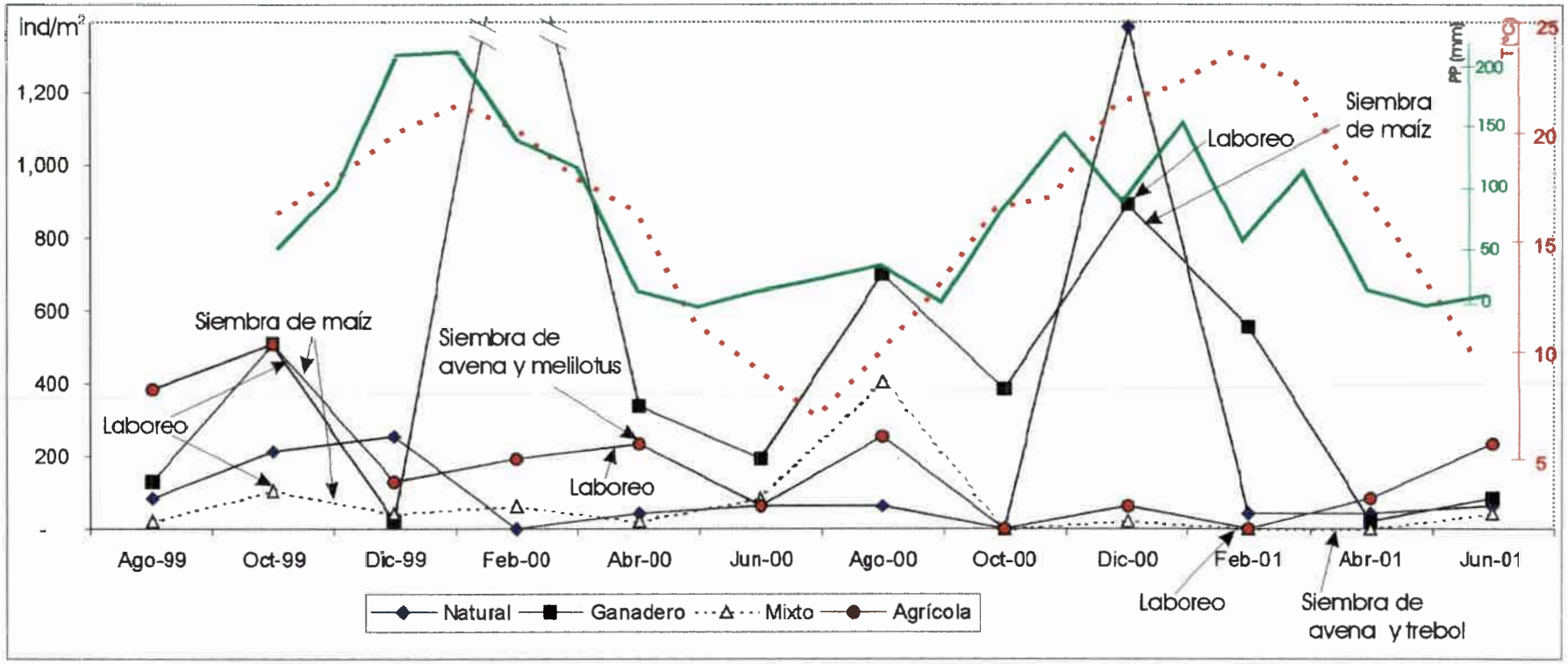


Figura III.18. Variación temporal de la densidad total de Astigmata en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntos rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

2.2.1.2. Collembola

La máxima densidad de estos insectos se observó en octubre de 1999 en el NA (35.099 ind/m^2) y la mínima en febrero de 2001 en el AG (467 ind/m^2). La abundancia de colémbolos fue superior en el NA en octubre de 1999, febrero de 2000 y abril 2001 ($p<0.05$). En abril y diciembre de 2000 el NA superó significativamente al AG y en febrero de 2001 al AG y al GA ($p<0.05$) (Figura III.11 y 19). En agosto de 1999 la densidad en el AG fue mayor que en el NA y el GA, mientras que en octubre de 2000 el GA superó a resto y lo inverso ocurrió en junio de 2001.

2.2.1.2.1. Artropleona (Collembola)

Este grupo representó aproximadamente el 98 % del total de Collembola. Por ello en 10 de los 12 muestreos las diferencias observadas en la densidad de Artropleona son las mismas que para el Orden Collembola. Sólo mostró valores diferentes en agosto de 1999 cuando el AG superó al GA y MI y en junio de 2000 cuando el MI superó ($p<0.05$) al resto de los ambientes.

2.2.1.2.2. Symphypleona (Collembola)

El 2 % del total de Collembola perteneció a este suborden. En agosto de 1999 y junio de 2000 el MI presentó mayor densidad que el resto de los ambientes, y en abril de 2000 sólo superó al NA y AG ($p<0.05$). En el resto de los meses no se observaron diferencias entre los ambientes ($p>0.05$).

2.2.1.3. Myriapoda

Las densidades fueron de menor magnitud que las de Acari y Collembola. La máxima tuvo lugar en el MI en agosto de 1999 con 1.931 ind/m^2 (Figura III.20 y 21).

En el AG sólo se recolectaron miriápodos en octubre y diciembre de 1999. El MI presentó la mayor densidad en los meses de agosto de 1999 y febrero de 2000 ($p<0.05$). En octubre de 1999 los valores más elevados correspondieron al NA y en diciembre el NA y GA superaron al AG. En junio de 2000 sólo se recolectaron en el AG y MI. En febrero de 2001 el GA y MI superaron al NA y AG ($p<0.05$). En abril y agosto de 2000 sólo se recolectaron en el MI.

La variación temporal de la densidad de miriápodos en el NA presentó dos picos durante el período de muestreo. Se registró un pico de valores elevados en octubre de 1999, posteriormente la densidad fue cero durante todo el invierno de 2000. El segundo pico se produjo en el verano de 2001 y luego nuevamente la densidad fue baja en el invierno siguiente.

En el GA se produjeron dos picos, uno en diciembre de 1999 y uno más importante entre diciembre de 2000 y febrero de 2001. Durante el invierno de 2000 no se recolectaron miriápodos en este ambiente, al igual que en abril de 2001.

En el MI la variación temporal de la densidad de estos organismos fue marcadamente diferente a la de los ambientes NA y GA. Se hallaron densidades elevadas durante el invierno y se recolectaron organismos en todos los muestreos. Se observó un pico de densidad en abril de 2000 y otro similar en agosto y octubre del mismo año. La densidad de miriápodos en el AG fue cero en todos los muestreos excepto en tres casos, donde se halló una escasa cantidad de organismos.

2.2.1.3.1. Symphyla (Myriapoda)

En agosto de 1999 se recolectó en el MI la mayor densidad (764 ind/m^2). En ningún muestreo hubo diferencias estadísticas entre los ambientes ($p>0.05$), aunque en muchos casos en los ambientes NA, GA y AG no se recolectaron sínfilos (Figura III.21). En febrero de 2000 y abril de 2001 sólo se hallaron estos organismos en el ambiente MI.

2.2.1.3.2. Pauropoda (Myriapoda)

La mayor densidad fue 1.167 ind/m^2 y se recolectó en el MI en agosto de 1999 (Figura III.21). sólo se verificaron diferencias entre los ambientes en agosto de 1999 cuando el MI superó significativamente ($p<0.05$) al NA y en octubre de 1999, cuando ocurrió lo opuesto.

En abril, junio y agosto de 2000 sólo se recolectaron Pauropoda en el MI. La densidad de este grupo fue cero en el AG en todas las fechas del año.

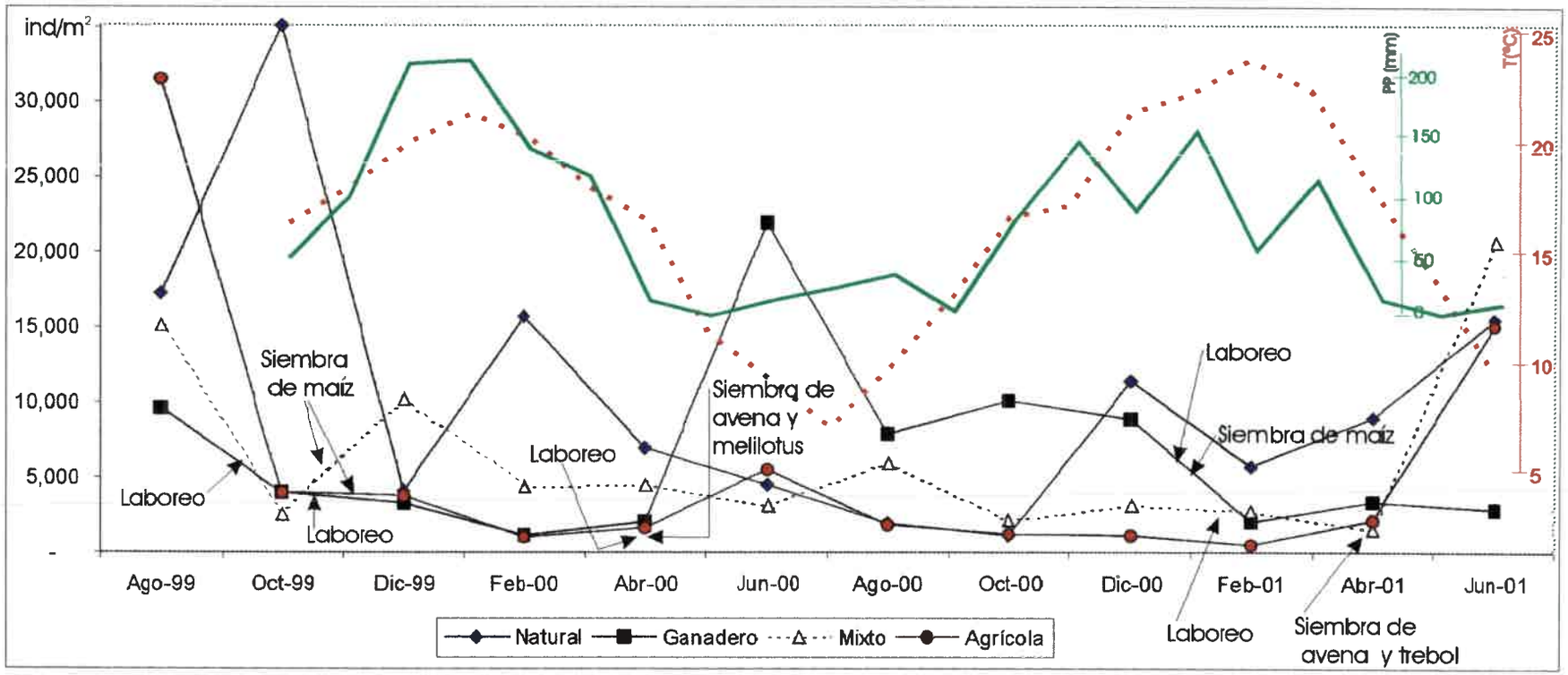


Figura III.19. Variación temporal de la densidad total de Collembola en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de puntos rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

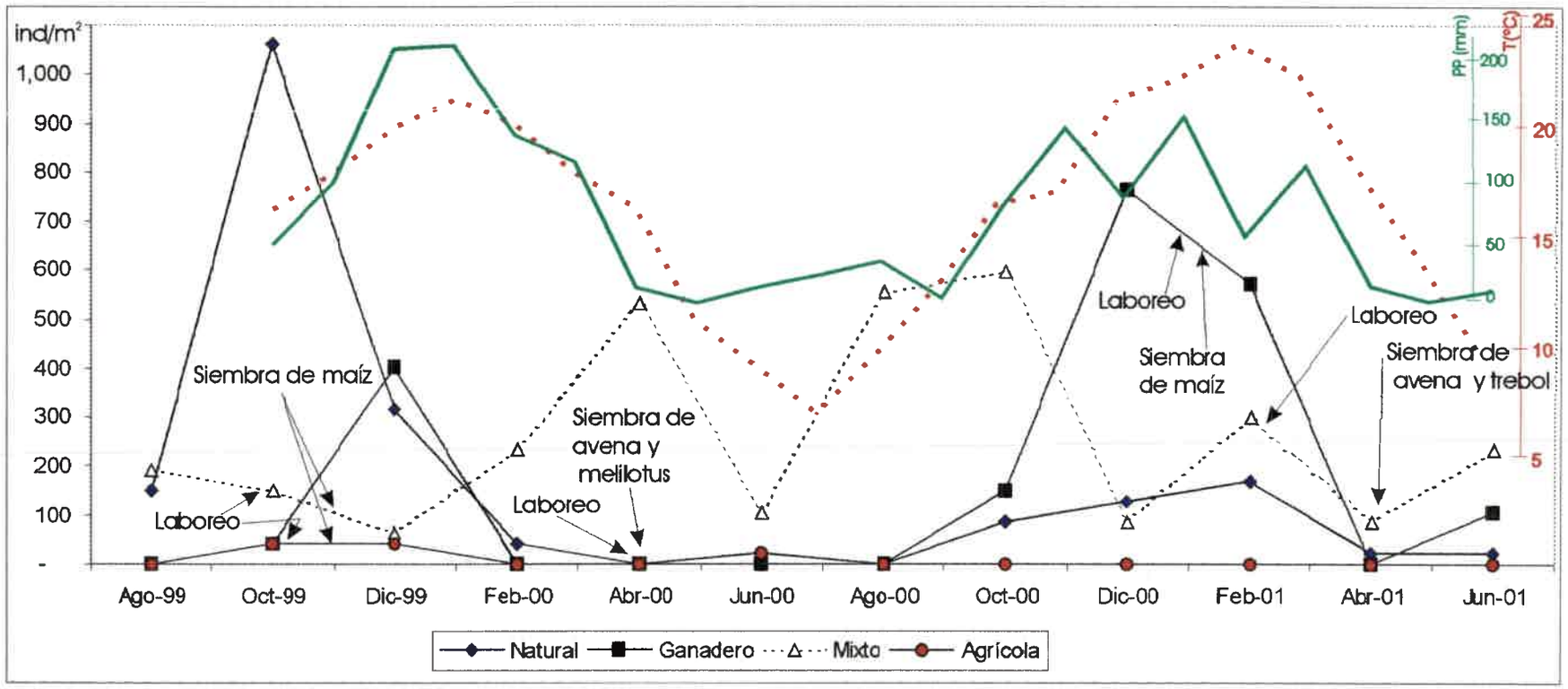


Figura III.20. Variación temporal de la densidad total de Myriapoda en los cuatro ambientes (ind/m^2), temperatura ambiental (línea de punto s rojos), precipitaciones (línea verde) y principales eventos de manejo aplicados.

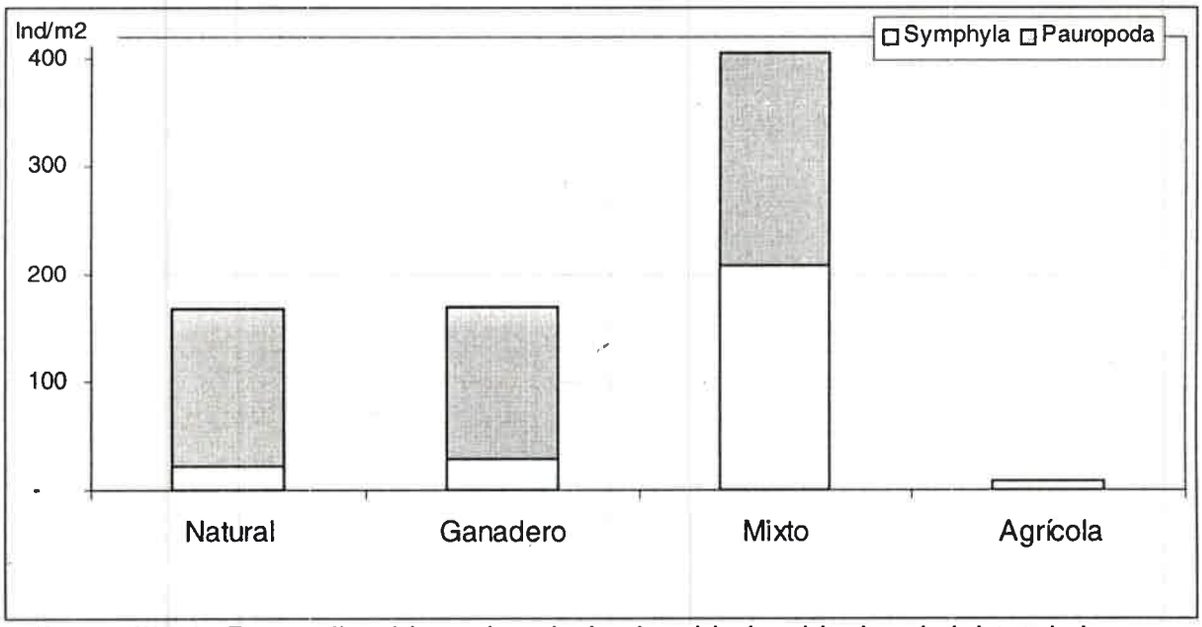


Figura III.21. Promedios bianuales de la densidad poblacional del total de miriápodos en los cuatro ambientes.

3. CORRELACIONES ENTRE PARAMETROS AMBIENTALES Y LA FAUNA

Se calcularon correlaciones estadísticas entre los parámetros físicos, químicos y fisicoquímicos del suelo y algunas variables climáticas, con los valores de densidad de los grupos de organismos considerados.

En el NA se obtuvo una correlación positiva entre el pH del suelo y la densidad de ácaros en total (r=0.61, p=0.04), Mesostigmata (r=0.69, p=0.01) y Astigmata (r=0.61, p=0.04).

En el GA se calcularon coeficientes de correlación entre la temperatura del suelo y Myriapoda en total (r=0.58, p=0.05) y Pauropoda (r=0.62, p=0.03). La humedad del suelo se correlacionó negativamente con la densidad de Prostigmata (r=-0.55, p=0.05) y la DAP en forma positiva con el total de microartrópodos (r=0.55, p=0.1), Mesostigmata (r=0.56, p=0.09) y Collembola (r=0.51, p=0.08). Por último, la temperatura ambiental mostró una correlación negativa con la densidad de colémbolos (r=-0.51, p=0.09) y positiva con la de miriápodos (r=0.65, p=0.02) y paurópodos (r=0.67, p=0.02).

En el MI el CMO mostró una correlación positiva con Mesostigmata (r=0.67, p=0.02). El pH se correlacionó con Acari (r=0.54, p=0.07), Oribatida (r=0.56, p=0.06) y Prostigmata (r=0.58, p=0.05). El contenido de humedad del suelo se asoció negativamente con la densidad de microartrópodos totales (r=-0.59, p=0.04), Acari en total (r=-0.69, p=0.01) y Prostigmata (r=-0.69, p=0.0). Se verificó una correlación negativa entre la temperatura ambiental y Collembola (r=-0.51, p=0.09) y Symphyla (r=-0.53, p=0.08).

En el AG el CMO se correlacionó en forma positiva con la densidad de la mayoría de los taxones evaluados. Se asoció con el total de microartrópodos (r=0.59, p=0.04), Acari (r=0.64, p=0.02), Oribatida (r=0.58, p=0.05), Mesostigmata (r=0.74, p=0.01), Prostigmata (r=0.53, p=0.08), Collembola (r=0.5, p=0.09), Myriapoda (r=0.62, p=0.03) y Symphyla (r=0.62, p=0.03). El pH estuvo correlacionado con la densidad de microartrópodos totales (r=0.54, p=0.07) y con la densidad de Oribatida (r=0.56, p=0.06). Por último se observó una correlación negativa de los taxones

microartrópodos totales (r=-0.66, p=0.02), Acari (r=-0.65, p=0.02), Oribatida (r=-0.67, p=0.02), Prostigmata (r=-0.67, p=0.02) y Collembola (r=-0.59, p=0.05) con la temperatura ambiental.

Con todos los datos de los cuatro ambientes agrupados se calculó una correlación negativa entre la humedad de suelo y Prostigmata (r=-0.44, p=0.0). Se observó la asociación de Oribatida con Mesostigmata (r=0.72, p=0.0), con Collembola (r=0.53, p=0.0), con Uropodina (r=0.73, p=0.0) y con Gamasina (r=0.71, p=0.0). La densidad de Uropodina también se correlacionó con la de Pauropoda (r=0.51, p=0.0) y de *M. macrochaeta* (r=0.54, p=0.0).

Adicionalmente, se desarrolló el análisis de correlación lineal con los datos agrupados de los tres ambientes manejados por el hombre, excluyendo al NA. Se obtuvieron correlaciones entre el CMO y Acari (r=0.66, p<0.001), Oribatida (r=0.53, p<0.001) y Mesostigmata (r=0.69, p<0.001). La densidad de Collembola se correlacionó negativamente con la temperatura del suelo (r=-0.52, p<0.001) y con la temperatura ambiental (r=-0.53, p<0.001). La densidad de Oribatida se asoció a la de Mesostigmata (r=0.69, p<0.001) y la del colémbolo *M. macrochaeta* con Myriapoda en total (r=0.66, p<0.001), Symphyla (r=0.52, p=0.001) y Pauropoda (r=0.65, p<0.001).

Además se realizó un análisis de regresión lineal para evaluar la relación funcional entre la variable respuesta Y (densidad de organismos) y la variable regresora X (contenido de materia orgánica). De esta forma se estudió cómo los cambios en el contenido de materia orgánica afectaron a la densidad de microartrópodos.
Se presentan los gráficos de diagramas de dispersión correspondientes (Figura III.22, 23 y 24).

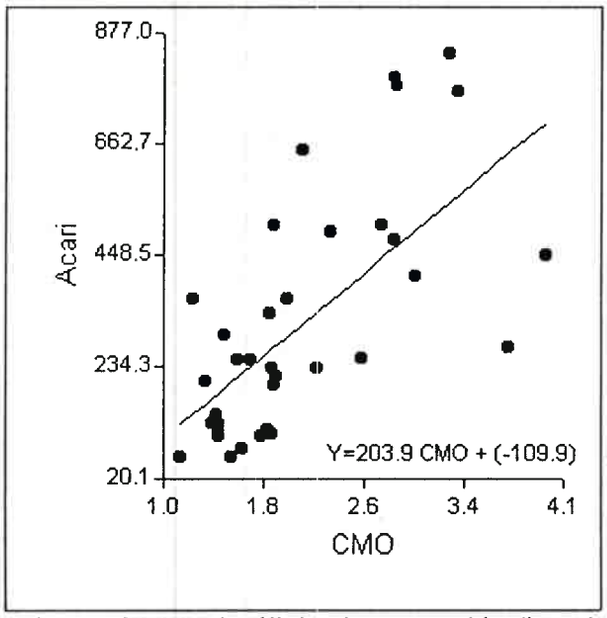


Figura III.22. Análisis de regresión lineal entre el CMO y la densidad de Acari. R^2=0.43, p<0.0001.

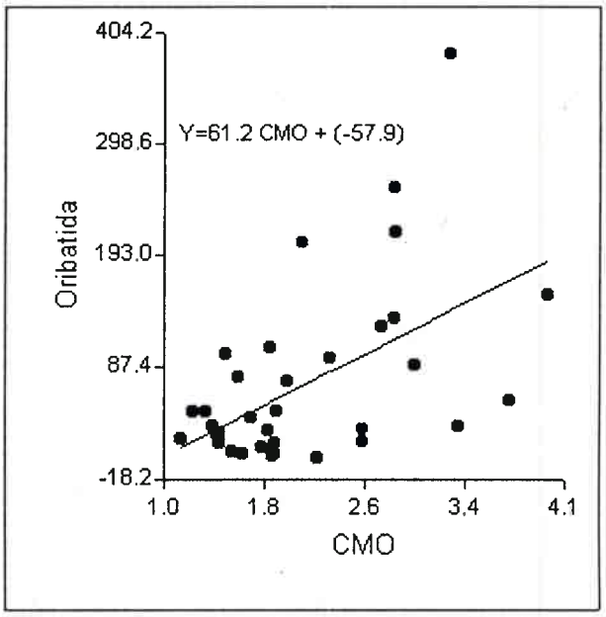


Figura III.23. Análisis de regresión lineal entre el CMO y la densidad de Oribatida. R^2=0.28, p=0.0009.

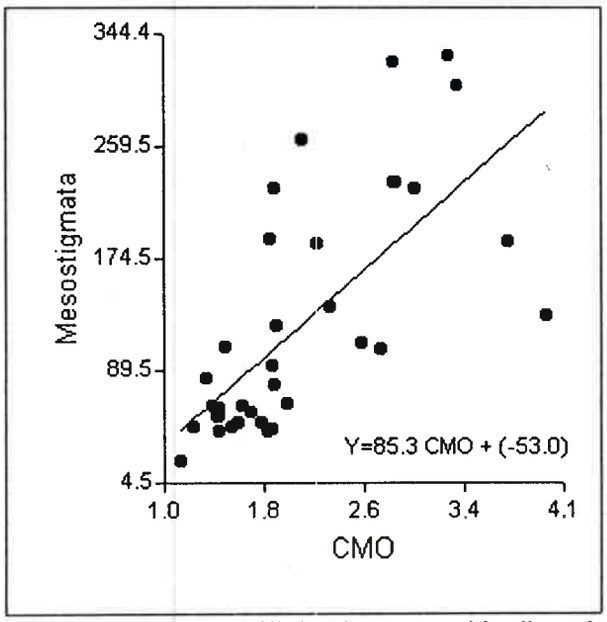


Figura III.24. Análisis de regresión lineal entre el CMO y la densidad de Mesostigmata. R^2=0.48, p<0.0001.

4. PARAMETROS EVALUADOS COMO POTENCIALES INDICADORES

4.1. PARAMETROS A NIVEL DE ESPECIES

4.1.1. Densidad de especies.

Se presentan los valores de los parámetros normalizados (0-1). Además para comparar con otros estudios, se presentan los promedios de los parámetros sin normalizar.

4.1.1.1. *Mesaphorura macrochaeta* (Collembola)

En el análisis de los 12 muestreos se observó que el NA superó significativamente al resto y que el AG estuvo menos densamente poblado por *M. macrochaeta* que los otros ambientes ($p<0,0001$). En 8 muestreos el NA fue máximo, y de los restantes meses el máximo correspondió en 3 ocasiones al GA y en una al MI. El AG fue mínimo en 9 meses y en otro alcanzó un valor de 0.07; en los dos restantes no superó el valor 0.35 (Figura III.25).

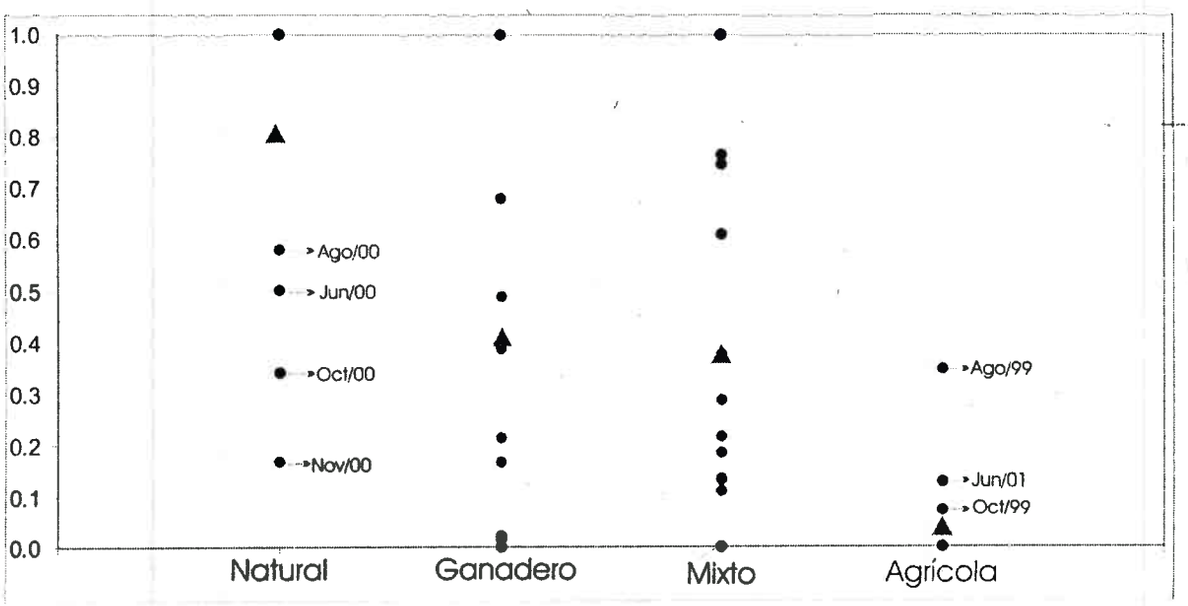


Figura III.25. Densidad poblacional de *Mesaphorura macrochaeta* en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.1.1.2. *Mesaphorura macrochaeta* / Collembola

Analizando este parámetro en el total de las muestras se observaron diferencias significativas solamente entre los menores valores del GA y el resto de los ambientes (p<0,0001). En el MI fue cero en 8 ocasiones, y en las restantes no superó el umbral de 0.2 (*3 de la Figura III.26).

Los ambientes menos perturbados presentaron valores elevados excepto el NA en octubre de 1999 y diciembre de 2000, el GA en diciembre de 1999, febrero de 2000 y junio de 2001 (Figura III.26. *1).

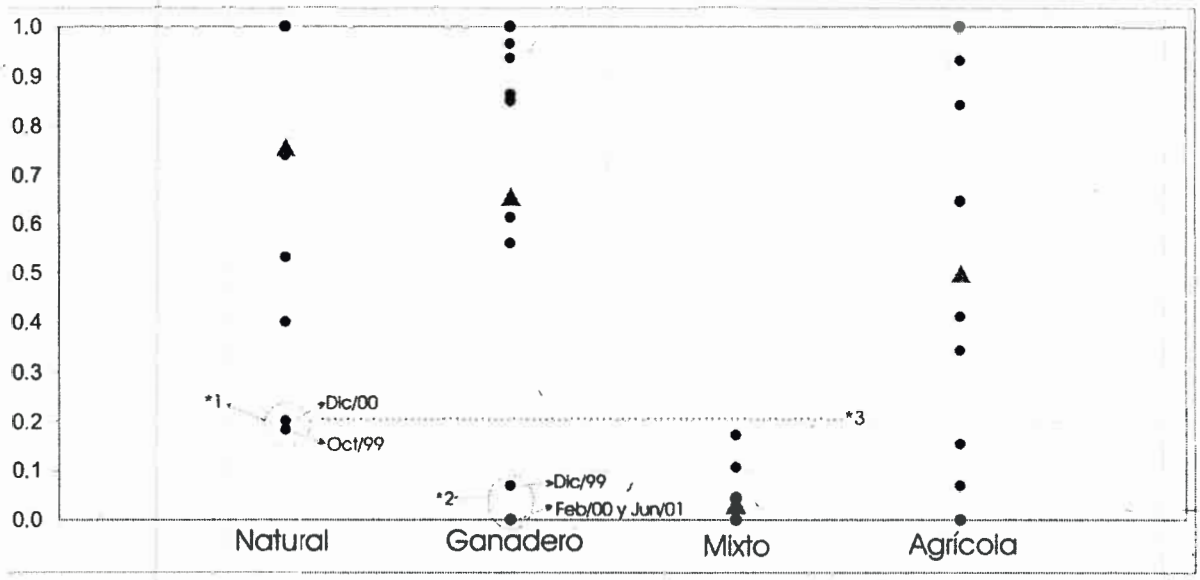


Figura III.26. Proporción relativa de la densidad poblacional de *Mesaphorura macrochaeta*/Collembola en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.1.1.3. *Tectocepheus* sp. (Acari: Oribatida)

No se verificaron diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes para los valores de este parámetro (p> 0.05).

De octubre de 1999 hasta junio de 2000 (2 al 6), en diciembre de 2000 y febrero de 2001 fue siempre máximo en el NA y mínimo en el MI (Figura III.27). En el resto de los muestreos el patrón de variación no fue constante.

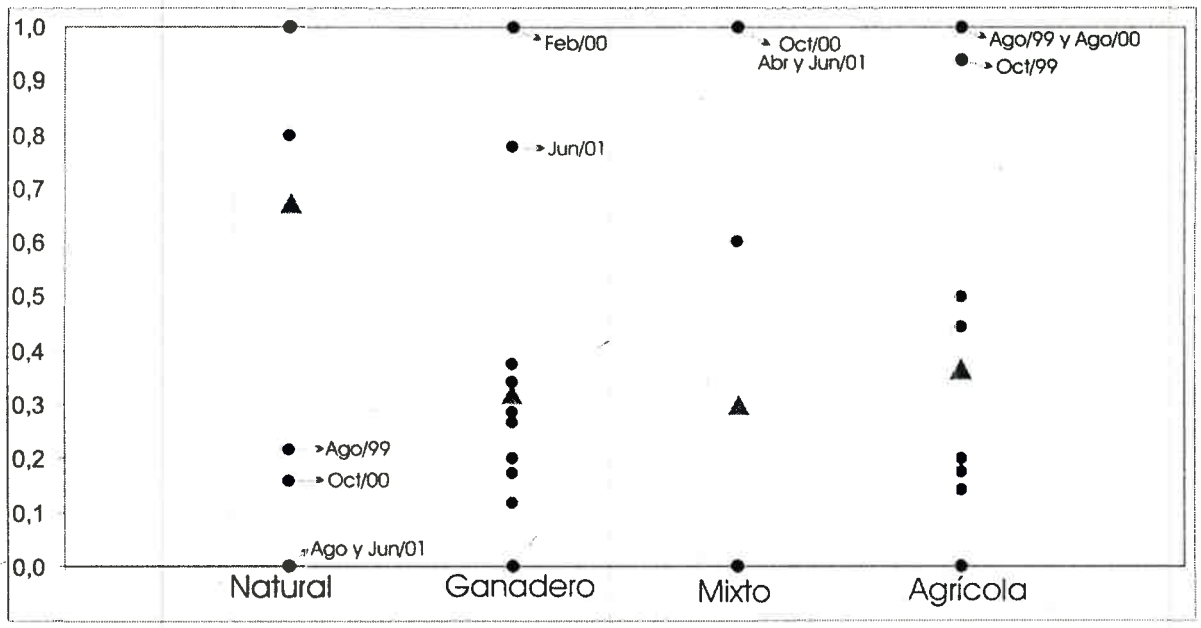


Figura III.27. Densidad de *Tectocepheus* sp. en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.1.1.4. *Tectocepheus* sp. / Oribatida

El GA se diferenció del resto por presentar valores menores de este parámetro que el resto en los 12 muestreos ($p < 0.05$). En ese ambiente nunca superó el valor 0.33. Presentó valores menores que el NA en todos los muestreos excepto en octubre de 1999 y junio de 2001, y menores que el AG en todos los casos menos en febrero de 2000 y abril de 2001 (Figuras III.28). Los valores máximos del parámetro se repartieron entre el NA (5 ocasiones) y AG (6 ocasiones).

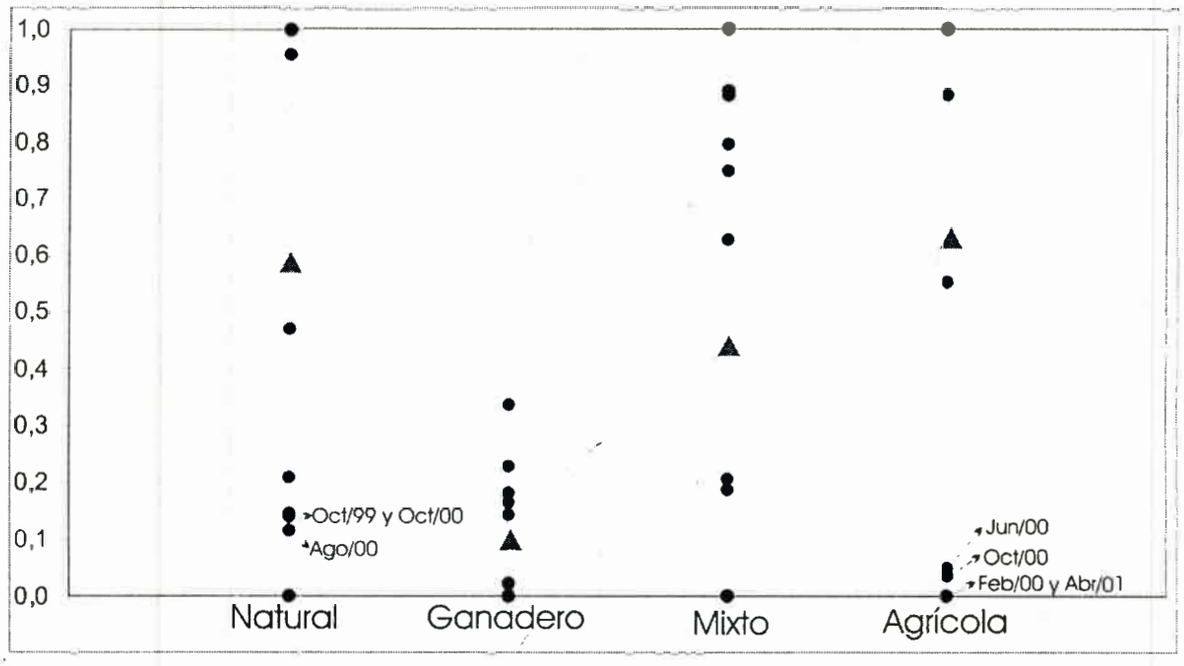


Figura III.28. Proporción relativa de la densidad de *Tectocepheus/* Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.1.1.5. *Oppiella nova* (Acari: Oribatida)

En el análisis bianual no se observó un patrón claro de variación de la densidad de *O. nova*. Se calcularon diferencias estadísticamente significativas que indican que el GA presentó menores valores del parámetro en los dos años ($p<0.05$). En el GA no superó el valor 0.5 en ningún caso, promediando 0.11.

La densidad fue máxima en los ambientes más disturbados AG y MI en los muestreos de octubre y diciembre de 1999, en febrero , junio agosto octubre de 2000 y en abril y junio de 2001 y mínima en los menos alterados (NA y GA) desde agosto de 1999 a octubre de 2000 y en abril y junio de 2001 (Figura III.29).

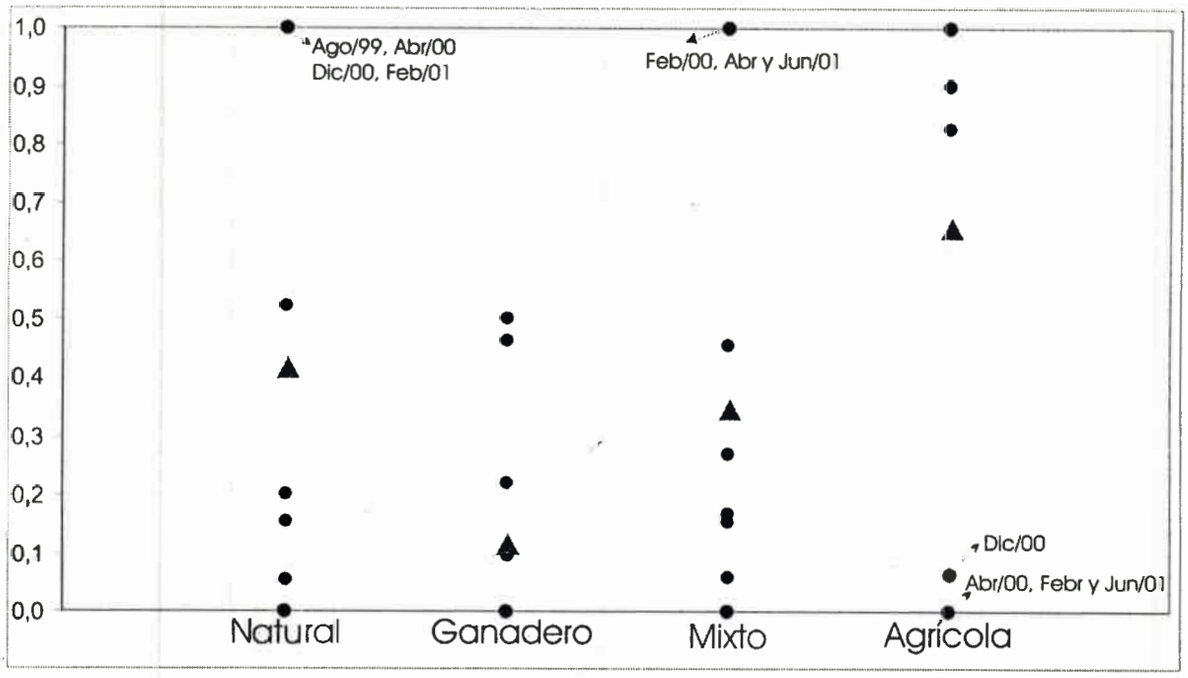


Figura III.29. Densidad de *Oppiella nova* en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.1.1.6. *Oppiella nova* / Oribatida

Cuando a la densidad de *O. nova* se la expresa como proporción de la densidad de Oribatida también se observó que el GA presentó menores valores durante todo el ciclo de muestreo ($p<0.05$).

El parámetro fue menor a 0.15 (Figura III.30. *1) en todos los muestreos en el GA y fue también bajo (menor a 0.4) en el NA excepto en agosto de 1999 abril de 2000 y diciembre de 2000 (Figura III.30). Los valores máximos siempre estuvieron en los ambientes más degradados excepto en los meses de agosto de 1999 abril de 2000 y diciembre de 2000.

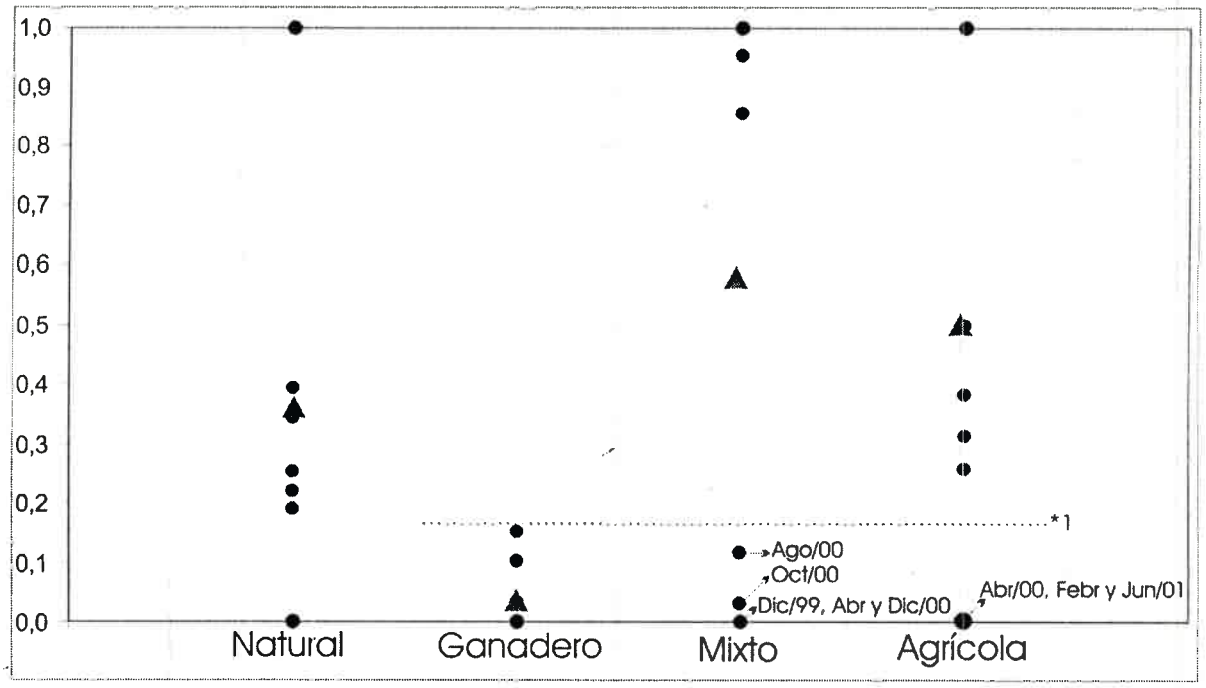


Figura III.30. Proporción relativa de la densidad de *Oppiella nova*/ Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2. PARAMETROS A NIVEL DE GRUPOS TAXONÓMICOS DE JERARQUÍA SUPERIOR A ESPECIE

4.2.1. Acari

La densidad total de Acari fue máxima en al GA en todos los muestreos, excepto en agosto de 1999 que fue superior en el AG y en octubre de 1999 en el NA (Figura III.31). El promedio fue de 0.94 mientras que en los demás ambientes no superó el valor 0.35. En los otros sitios se observaron valores menores ($p < 0.0001$). Los valores mínimos se repartieron entre el resto de los ambientes, y correspondieron en 5 ocasiones al MI, en 4 al NA y en 3 al AG.

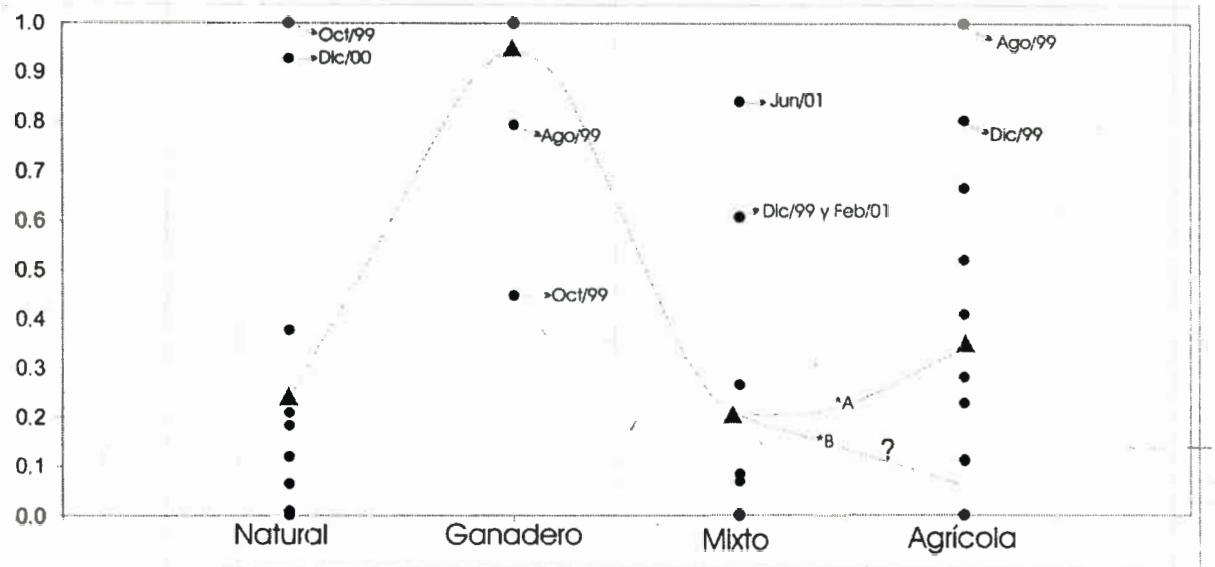


Figura III.31. densidad poblacional de Acari en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2.2. Oribatida (Acari)

Se observó que el GA superó significativamente al resto de los ambientes ($p<0,05$). La densidad fue máxima en 9 ocasiones en el GA, y en las tres restantes sólo decreció a aproximadamente 0.3 en octubre de 1999 y febrero de 2001 promediando un valor de 0.85 en los dos años (Figura III.32). Estadísticamente se corroboró las diferencias de este ambiente con el resto ($p <0,05$). El MI presentó en

10 meses valores menores a 0.1 y sólo en octubre de 2000 (0.3) y junio de 2001 (0.9) sobrepasó ese límite. En el AG se calcularon valores menores del parámetro. Sólo en agosto de 1999 y abril de 2001 superó 0.5. En el NA la variación estacional fue importante.

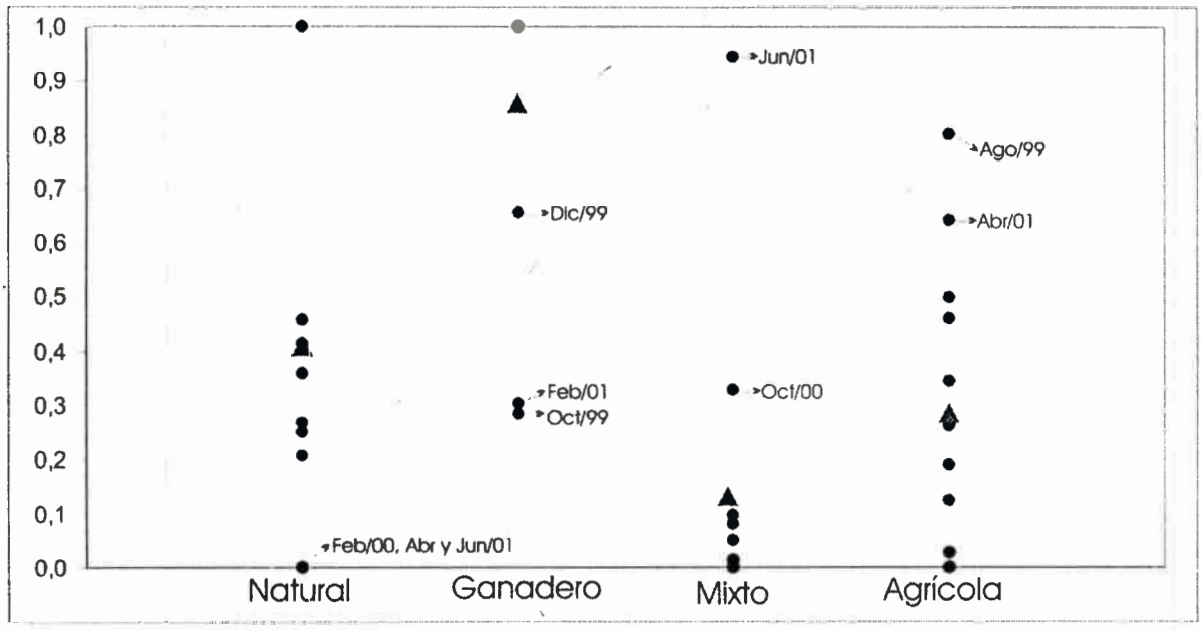


Figura III.32. Densidad poblacional de Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2.3. Oppiidae (Acari: Oribatida)

Se verificaron diferencias estadísticas entre los valores menores del GA y los valores elevados del AG ($p<0.05$). El GA presentó valores que no superaron el valor 0.22 en todos los meses excepto en octubre de 2000 (Figura III.33, *1). En el AG se observaron valores elevados y sólo en diciembre de 2000, febrero y junio de 2001 fue menor al promedio del GA.

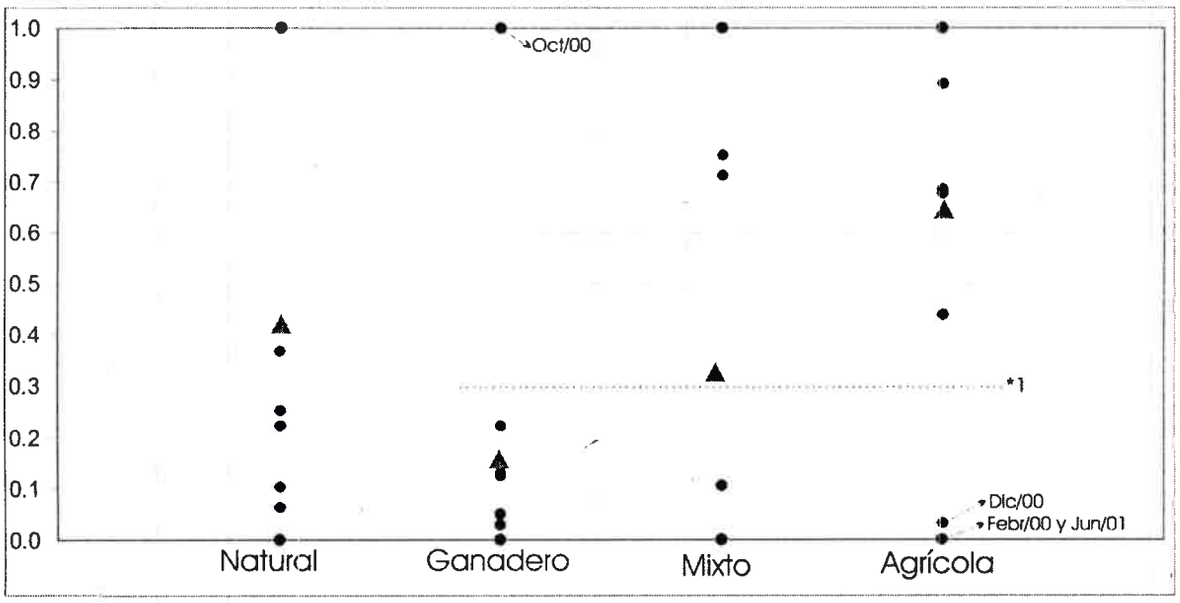


Figura III.33. Densidad poblacional de Oppiidae en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2.4. Mesostigmata (Acari)

La densidad total fue máxima en al GA en 10 de los 12 muestreos y el parámetro promedió en los dos años 0.93 (Figura III.34). Este ambiente presentó diferencias estadísticamente significativas con los demás, que mostraron valores menores ($p < 0.0001$). El AG en ningún caso superó el valor 0.4 y el MI sólo lo hizo en 3 meses, diciembre de 1999, febrero y junio de 2001.

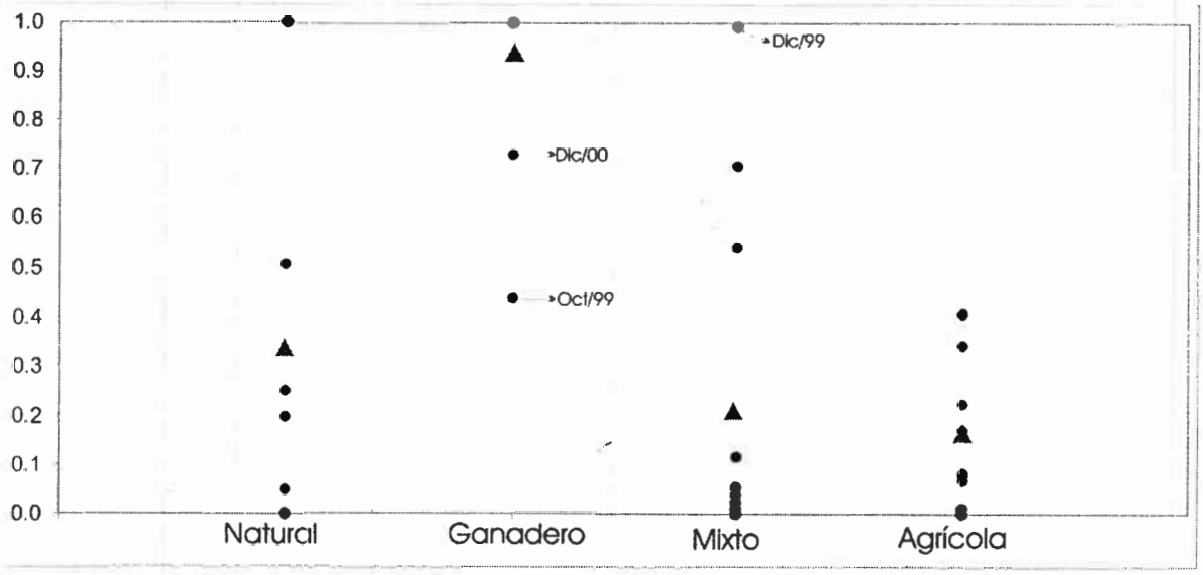


Figura III.34. Densidad poblacional de Mesostigmata en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

El suborden Mesostigmata se compone de dos taxones, Uropodina y Gamasina.

4.2.5. Uropodina (Acari: Mesostigmata)

Presentó muy bajas densidades poblacionales en los cuatro ambientes. En cuatro muestreos no se recolectaron organismos en todos los suelos. En el AG el parámetro fue cero en los dos años mientras que en el MI alcanzó ese valor en 11 ocasiones. En seis muestreos el NA presentó valores máximos.

4.2.6. Gamasina (Acari: Mesostigmata)

Debido a la muy baja densidad de Uropodina, la gran mayoría de los ácaros mesostigmatas pertenecieron al grupo Gamasina, por lo que este parámetro se considera casi idéntico al basado en la densidad de Mesostigmata.

4.2.7. Rhodacaridae (Acari: Mesostigmata)

Se verificaron diferencias significativas en los valores de este parámetro entre los elevados guarismos de los ambientes NA y GA y los menores de los más degradados ($p<0.05$). En los dos años el MI no superó el valor 0.28 y el AG sólo fue superior a ese límite en febrero y abril de 2000 (Figura III.35. *1). En contraposición el GA presentó un promedio bianual de 0.66 y sólo fue inferior a ese valor en agosto y octubre de 1999 y en abril de 2000 (Figura III.35).

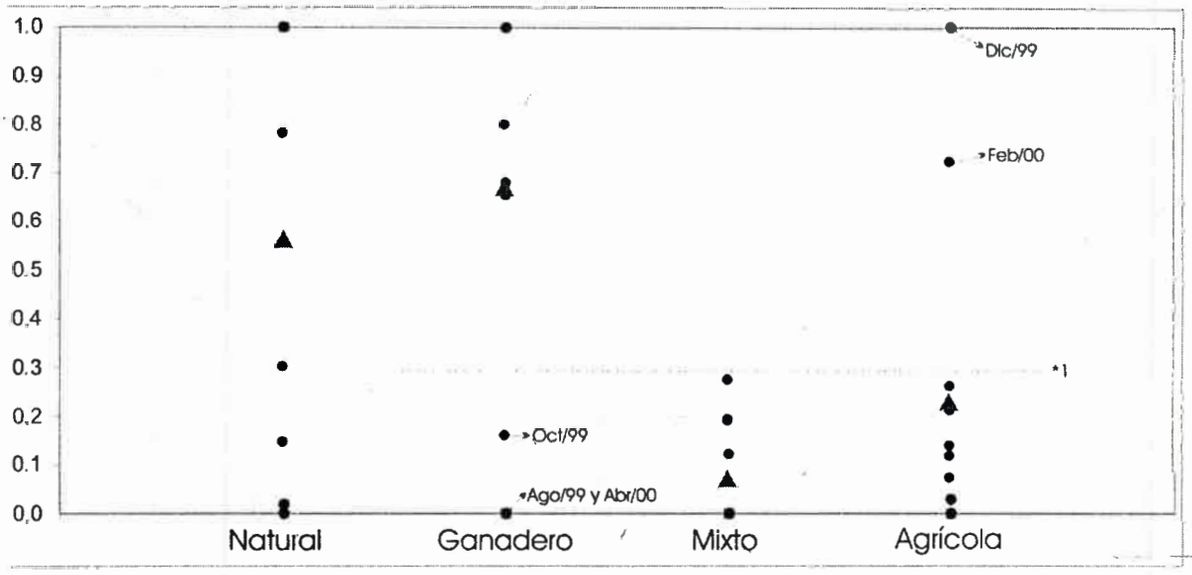


Figura III.35. Densidad poblacional de Rhodacaridae en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2.8. Myriapoda

En el MI se observaron los valores mas elevados, con un promedio de 0.73 en los dos años y superando significativamente al resto ($p<0.05$). Sólo en octubre y diciembre de 1999 y diciembre de 2000 fue menor a 0.5, pero en los tres casos el valor calculado en el AG fue aun menor. En el AG el parámetro fue cero en 10 de los 12 muestreos y en los dos restantes (octubre de 1999 y junio de 2000) no superó el valor 0.2. En el NA también se calcularon valores menores y sólo en octubre y diciembre de 1999 el parámetro superó el valor 0.5 (Figura III.36).

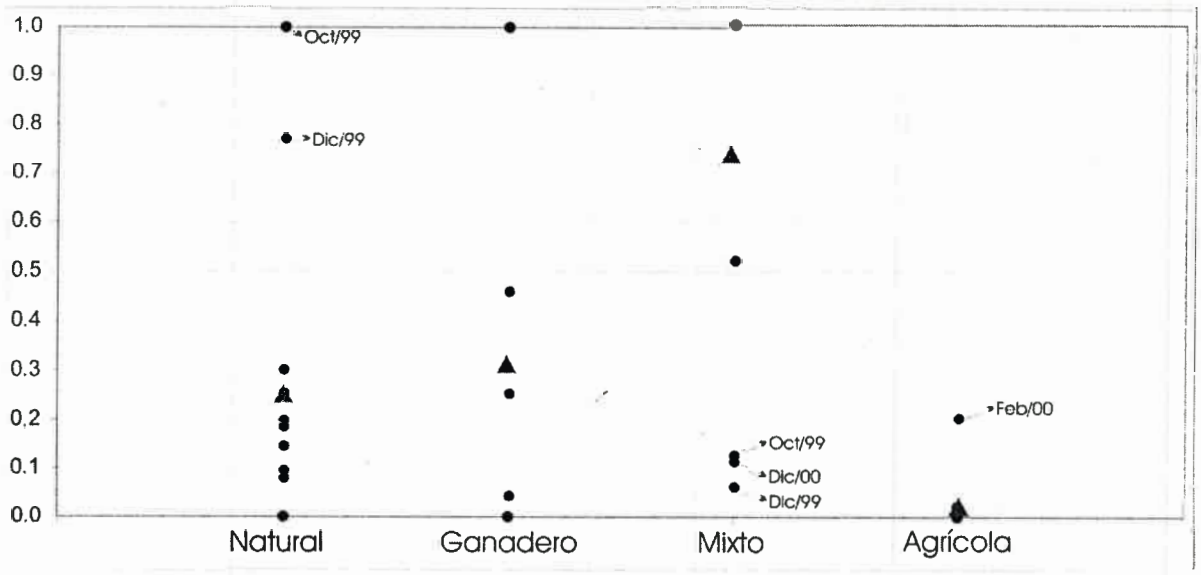


Figura III.36. Densidad poblacional de Myriapoda en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2.9. Symphyla (Myriapoda)

En el MI los valores alcanzados fueron los máximos en once muestreos y en el restante fue cero (diciembre de 1999), con un promedio de 0.92. Presentó diferencias significativas con el resto de los ambientes ($p<0.05$) en los que se calcularon valores menores. El GA y el NA sólo superaron el valor 0.5 en diciembre de 1999 y el AG no superó el punto 0.33 salvo en octubre de 1999 cuando fue máximo junto con el MI (Figura III.37). En agosto de 1999, febrero , abril de 2000 y en todo el segundo año de muestreo, no se recolectaron sínfilos en el AG.

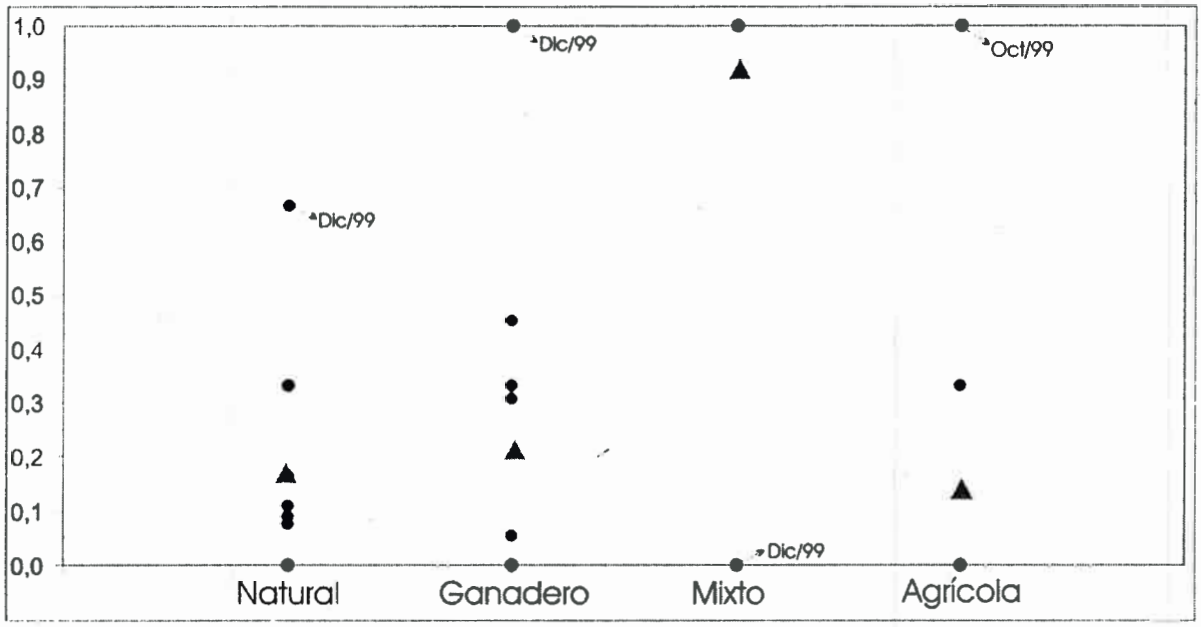


Figura III.37. Densidad poblacional de Symphyla en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.2.10. Pauropoda (Myriapoda)

El parámetro fue cero en los 12 meses en el AG, pero sólo presentó diferencias significativas con el MI ($p<0.05$), que promedió 0.7 (Figura III.38). En el ambiente MI sólo se observaron valores menores a 1 en octubre y diciembre de 1999, diciembre de 2000 y febrero de 2001. En el sitio NA y GA se alternaron valores medios, mínimos y máximos (Figura III.38).

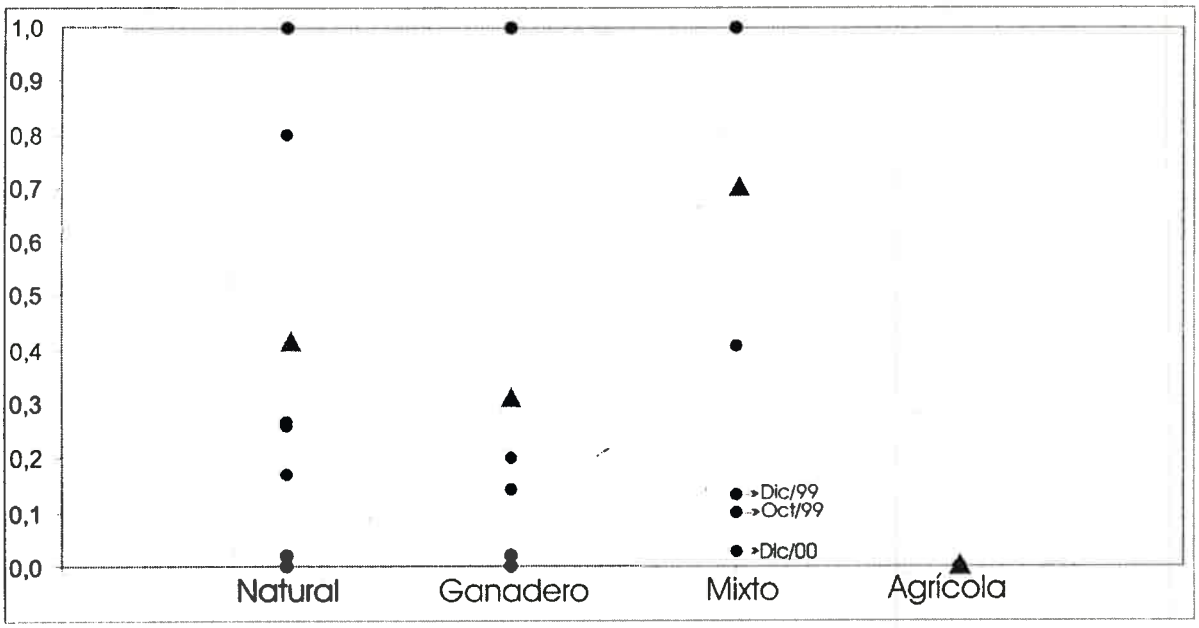


Figura III.38. Densidad poblacional de Pauropoda en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3. PARAMETROS BASADOS EN RASGOS DE HISTORIA DE VIDA

4.3.1. Proporción de organismos con rasgos de historia de vida tipo k y r estrategas.

4.3.1.1. Oribatida / Astigmata

El promedio del parámetro decreció a medida que se incrementó el impacto de las prácticas agrícolas, desde el NA al AG (Figura III.39). El valor máximo correspondió siempre a los ambientes menos degradados; en 5 casos fue máximo el NA, en 4 el GA y en 3 el MI. Se observaron diferenciás estadísticas significativas entre el AG y el resto, que lo superaron considerando los dos años de muestreo ($p<0.05$). En el AG el parámetro no superó el valor 0.19 (Figura III.39).

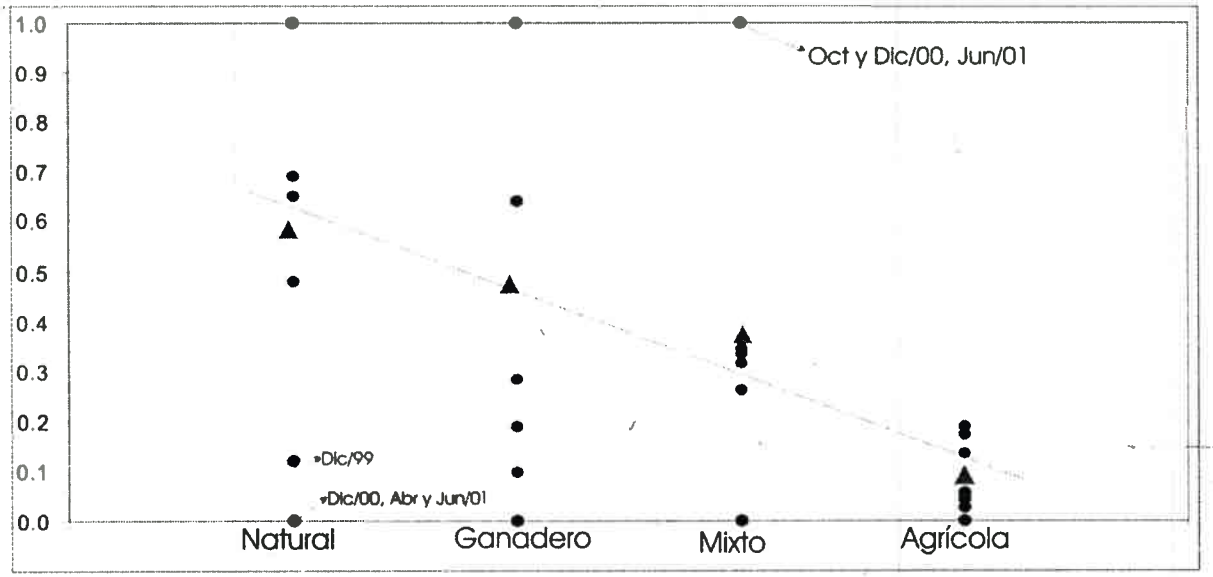


Figura III.39. Proporción relativa de la densidad de Oribatida/Astigmata en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.2. Oribatida / Prostigmata

De las diferencias observadas (Figura III.40) sólo se corroboraron estadísticamente las existentes entre los valores del ambiente MI con el NA y GA. Los valores del parámetro en el AG no presentaron diferencias con los del MI ni con los dos restantes ($p>0.05$).

Excepto en 3 muestreos (febrero y abril de 2000 y abril de 2001) el AG y MI no superaron el valor 0.5. Si bien los promedios de los ambientes NA y GA son mayores a 0.5, el parámetro presentó valores menores que ese límite en 5 meses en el NA y 6 en el GA (Figura III.40).

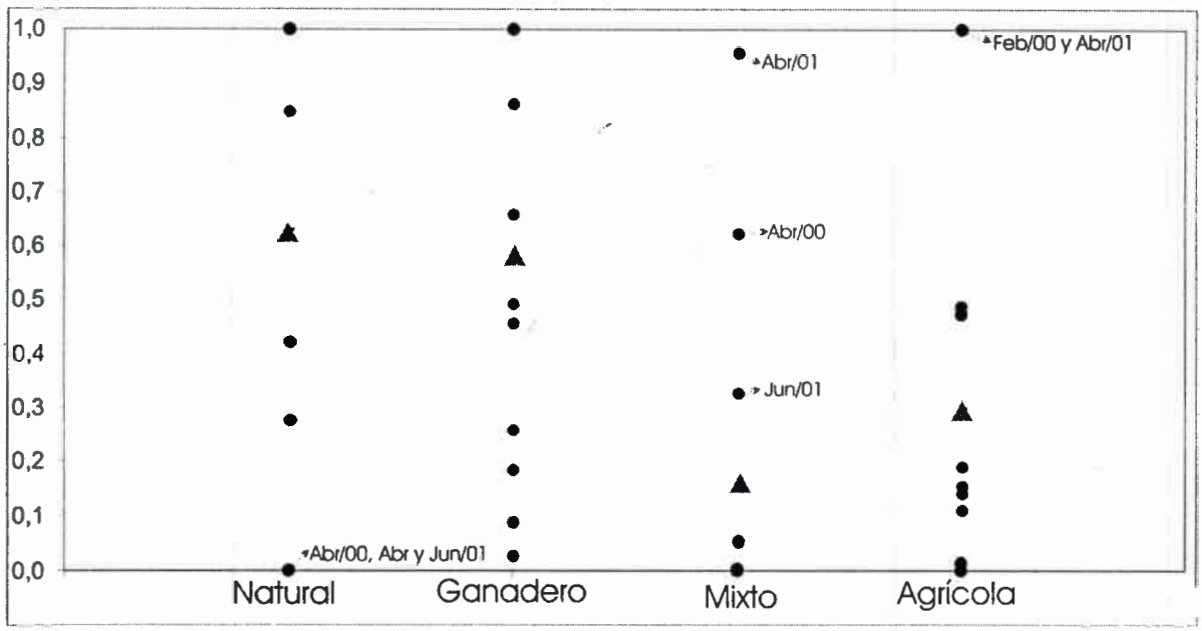


Figura III.40. Proporción relativa de la densidad de Oribatida/Prostigmata en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.3. Oribatida / (Astigmata+Prostigmata)

El NA superó al MI y AG ($p<0.05$) y fue similar al GA, mientas que este ultimo supero sólo al MI ($p<0.05$). Los valores máximos correspondieron en 7 muestreos al NA, en 4 ocasiones al GA y sólo se calculó un valor igual a 1 en el AG en el mes de abril de 2001. Pero el GA en ese mismo muestreo fue 0.99 y el MI 0.96 (Figura III.41). El promedio de este parámetro decreció a medida que se incrementó el impacto de las prácticas agrícolas desde el NA hacia el MI, y tuvo un leve crecimiento en el AG (Figura III.41).

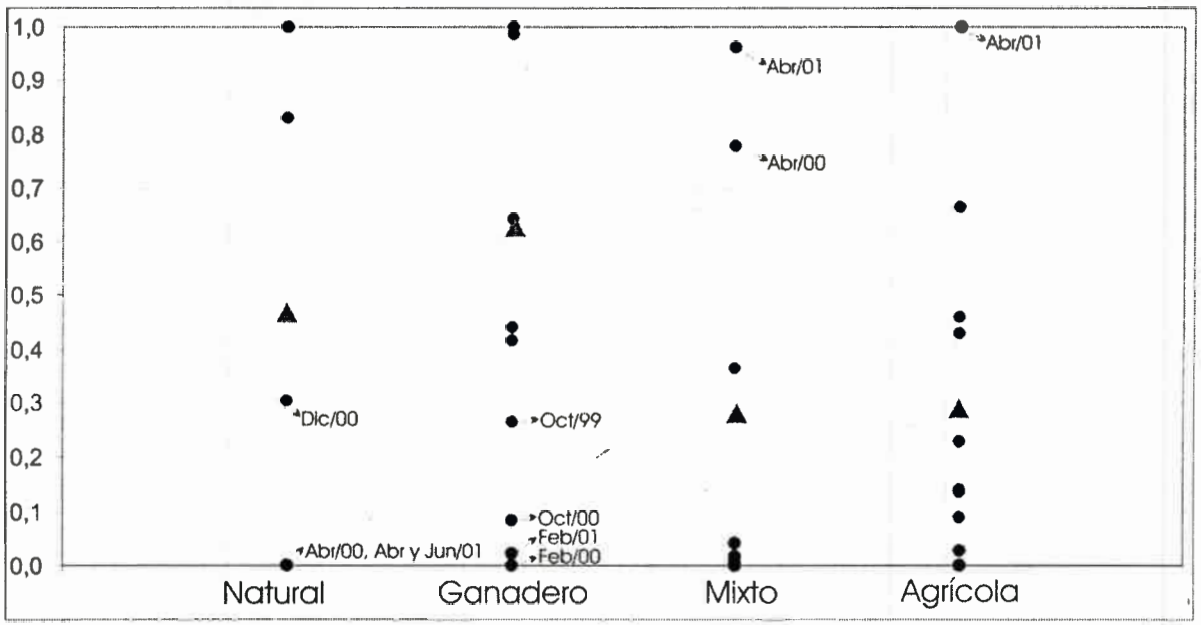


Figura III.41. Proporción relativa de la densidad de Oribatida/ (Astigmata+Prostigmata) en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.4. (Oribatida+Uropodina) / (Astigmata+Prostigmata)

El valor del parámetro fue elevado en el NA (siete veces máximo y sólo cuatro por debajo de 0.85) y significativamente diferente al MI y AG ($p<0.05$). Para estos dos últimos se presentaron promedios bianuales menores a 0.3 y en ningún caso alcanzaron valores máximos. El MI sólo superó el punto 0.4 en abril de 2000 y de 2001, y el AG sólo superó el 0.5 en febrero de 2000 y abril de 2001 (Figura III.42).

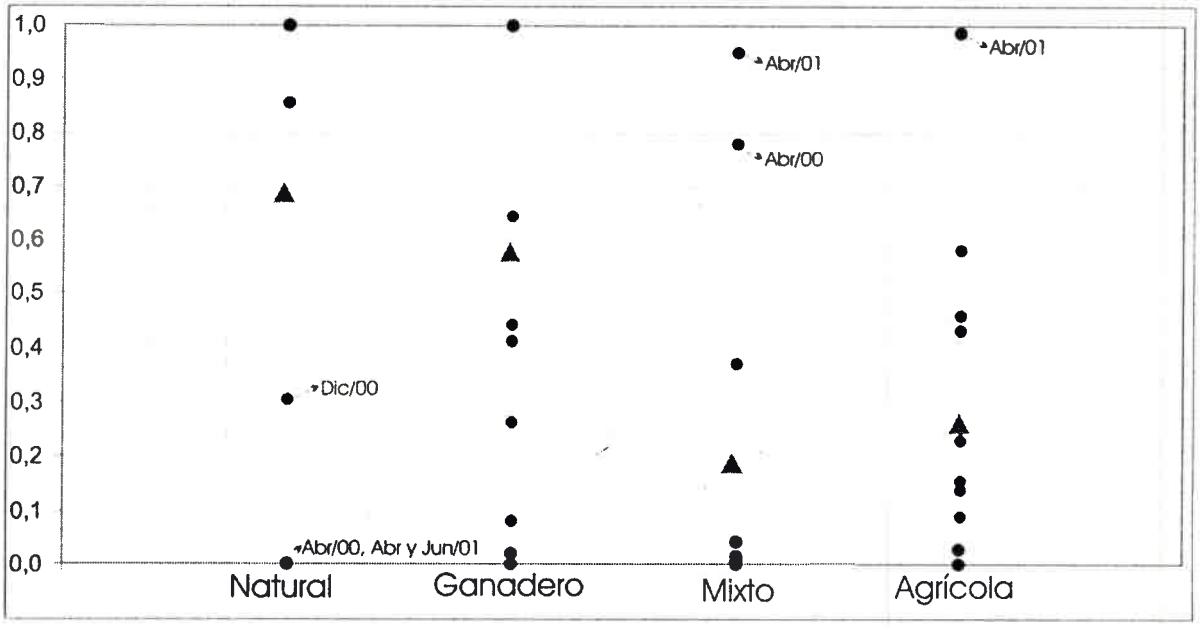


Figura III.42. Proporción relativa de la densidad de (Oribatida+ Uropodina)/(Astigmata+Prostigmata) en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.5 (Oribatida+Mesostigmata) / (Astigmata+Prostigmata)

En el NA el parámetro fue superior a 0.65 en nueve ocasiones y presentó diferencias estadísticamente significativas con el MI y al AG ($p<0.05$). El AG nunca fue superior a 0.3, mientras que el MI sólo superó ese valor en diciembre de 1999 abril de 2000 y abril de 2001 (Figura III.43. *1). En el GA se observó un promedio superior a 0.5 pero se evidenció una marcada variación estacional. Los valores máximos obtenidos en el primer año en un ambiente se mantuvieron en el segundo año. En agosto, octubre y febrero de los dos ciclos, el máximo valor correspondió al NA, en diciembre y junio al GA y en abril al MI (Figura III.43).

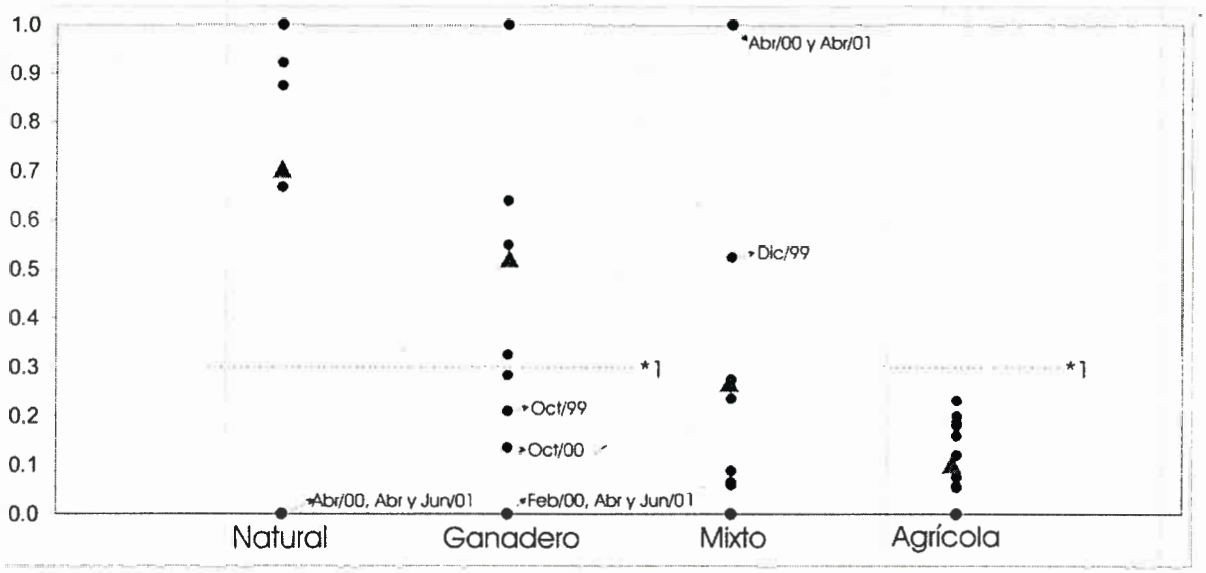


Figura III.43. Proporción relativa de la densidad poblacional de (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.6. Prostigmata / Acari

Se observaron diferencias entre los valores menores del NA y GA y los más elevados medidos en los ambientes MI y AG ($p<0.05$). En los ambientes menos impactados el parámetro fue bajo, el promedio no superó el 0.3 pero en algunos meses (abril de 2000, abril y junio de 2001 en el NA y octubre de 1999, febrero y abril de 2001 en el GA) se calcularon valores elevados (Figura III.44). En los ambientes MI y AG el parámetro alcanzó valores más elevados y sólo descendió por debajo del límite de 0.3 en el MI en abril de 2000 y abril de 2001 y en el AG en febrero de 2000.

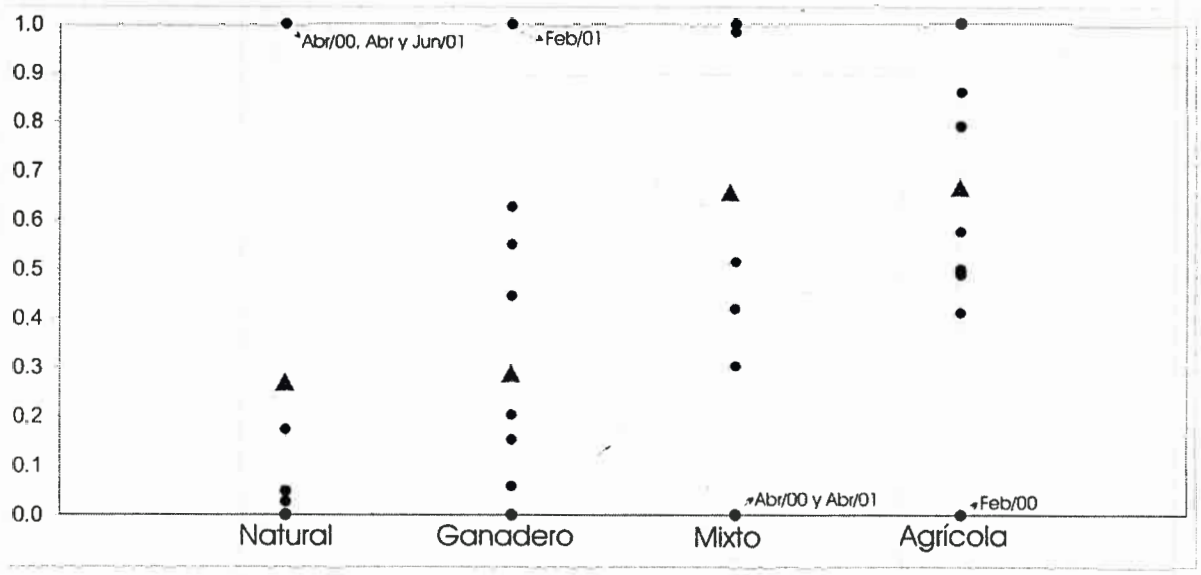


Figura III.44. Proporción relativa de la densidad poblacional de Prostigmata/Acari en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.7. Oppiidae / Oribatida

En el GA se observaron valores menores que en el resto ($p<0.05$). El parámetro en ese ambiente sólo un mes superó el valor 0.11 (en febrero de 2001, fue = 0.33) mientras que en los ambientes MI y AG se registraron los valores máximos, aunque los promedios de ambos rondaron el valor 0.5 (Figura III.45).

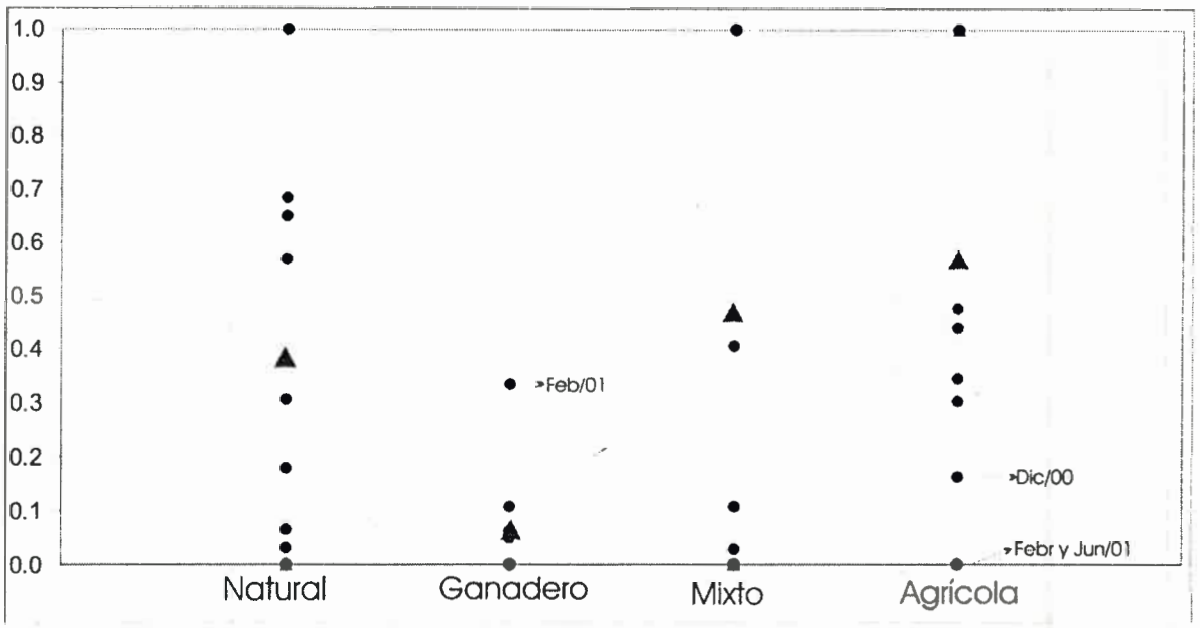


Figura III.45. Proporción relativa de la densidad poblacional de Oppiidae/Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.8. Symphyla / Myriapoda

El parámetro en el MI superó al GA y al AG ($p<0.05$). El MI promedió 0.73 y sólo en octubre y diciembre de 2000 fue menor a 0.45, mientas que en el AG fue nueve veces cero y las tres restantes máximo, con promedio de 0.25 (Figura III.46).

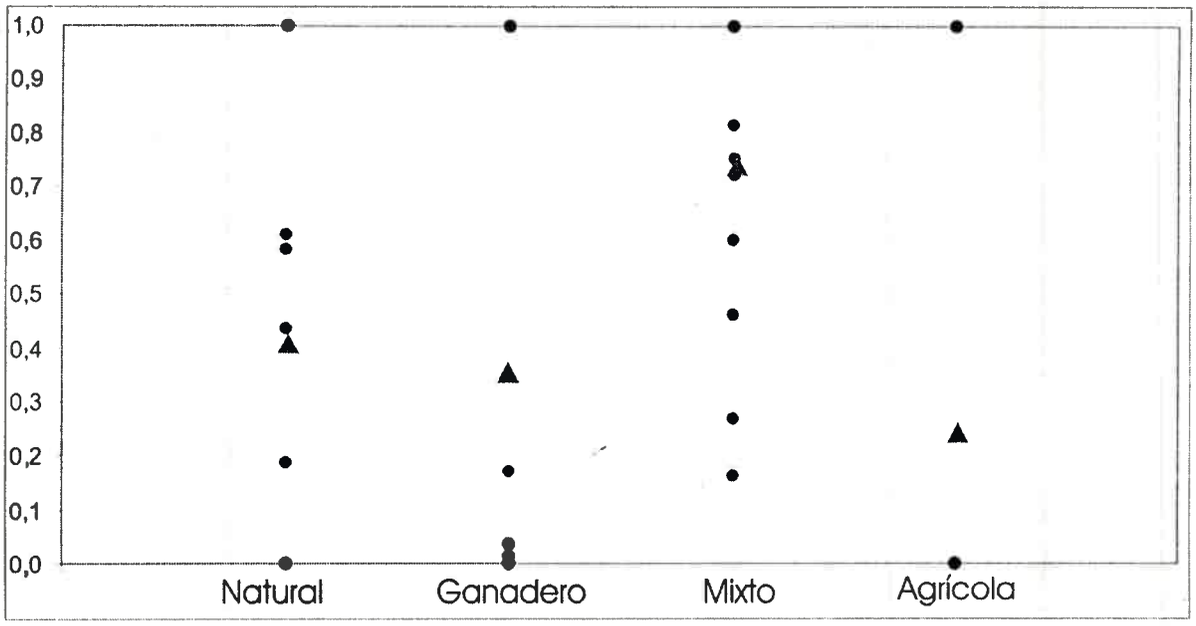


Figura III.46. Proporción relativa de la densidad poblacional de Symphyla/Myriapoda en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.9. Pauropoda / Myriapoda

El parámetro en el AG fue siempre cero, y se observaron diferencias con el resto de los ambientes ($p<0.05$). En el NA, GA y MI el promedio fue mayor a 0.49 pero en varios meses fue cero (Figuras III.47).

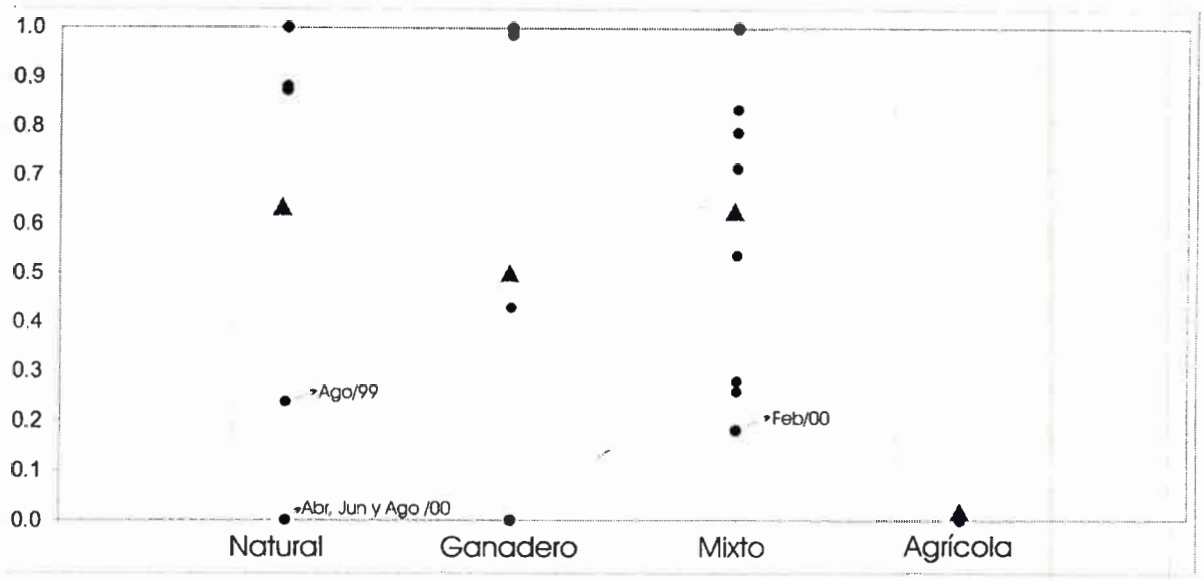


Figura III.47. Proporción relativa de la densidad poblacional de Pauropoda/Myriapoda en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.10. Collembola / Oribatida

En el MI se observaron valores superiores al resto en el análisis bianual ($p<0.05$). Se calcularon en ese suelo en siete muestreos los valores máximos, con promedio de 0.69. Sólo en febrero y octubre de 2000 y abril y junio de 2001 el parámetro fue menor a 0.65 (Figura III.48). El promedio del GA fue 0.14 y del AG 0.17. En ambos se calculó sólo un máximo, y el resto de los valores en el GA no superaron el punto 0.48 y en al AG 0.31 (Figura III.48).

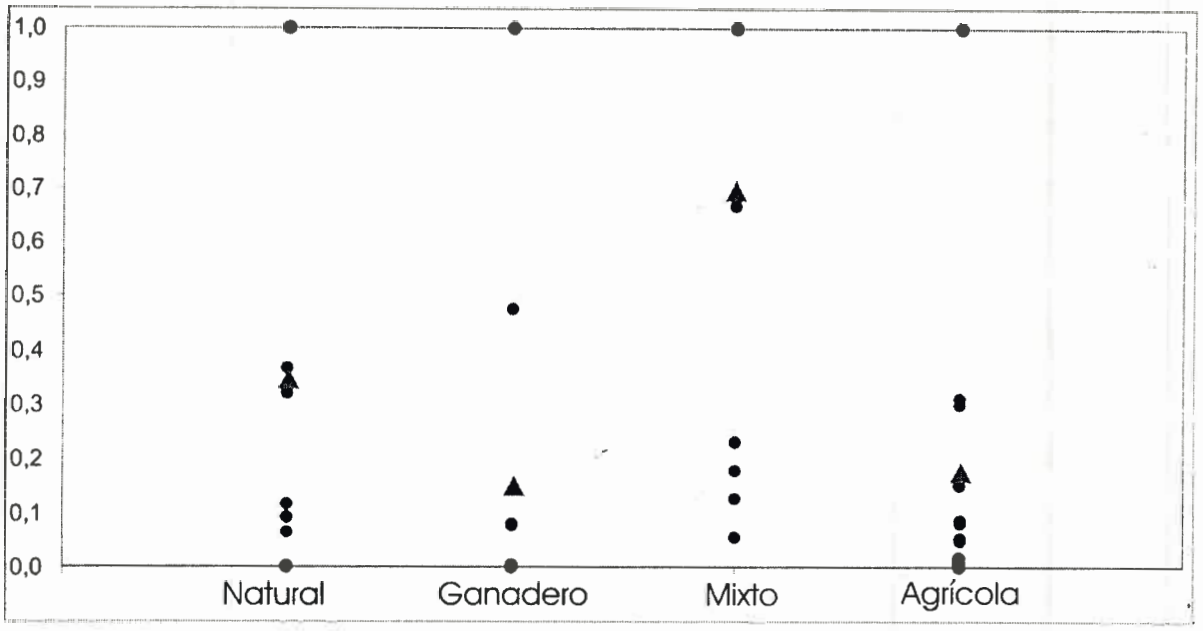


Figura III.48. Proporción relativa de la densidad poblacional de Collembola / Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.1.11. Grupo Brachychthoniidae-Tectocepheidae-Oppiidae (grupo B-T-O)

No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes para este parámetro ($p>0.05$).

4.3.1.12. Grupo BTO / Oribatida

Se observó que los valores en el GA fueron significativamente menores que para el resto de los ambientes ($p<0,05$). El parámetro fue mínimo en ocho ocasiones en ese ambiente, en dos meses fue 0.03 y sólo superó el valor 0.2 en diciembre de 1999, promediando un valor de 0.07 en los dos años (Figura III.49). En los tres sitios restantes se observó un promedio de entre 0.58 y 0.67. El NA sólo presentó valores menores a 0.49 en dos meses (octubre de 1999 y 2000). En los ambientes MI y AG la mayoría de los meses el parámetro fue elevado, con las excepciones marcadas en la Figura III.49.

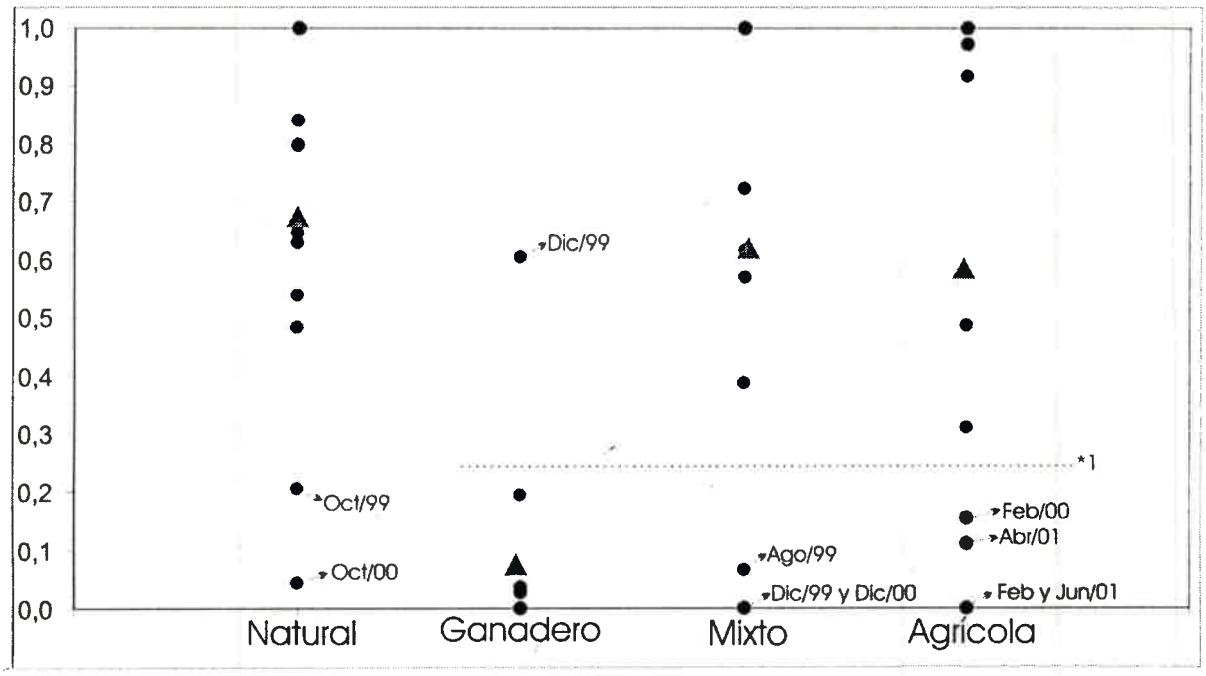


Figura III.49. Proporción relativa de la densidad poblacional de Grupo BTO/Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.2. Proporciones relativas de los diferentes grupos tróficos

4.3.2.1. Proporción de predatores

4.3.2.1.1. Acari predatores / Acari

Se evidenciaron diferencias significativas entre los elevados valores del ambiente NA y los menores del AG ($p<0.05$). El parámetro en el NA nunca fue menor a 0.5 y promedió 0.8. En el MI sólo se superó el valor 0.4 en un muestreo y en el AG lo mismo sucedió con el punto 0.15 (Figura III.50).

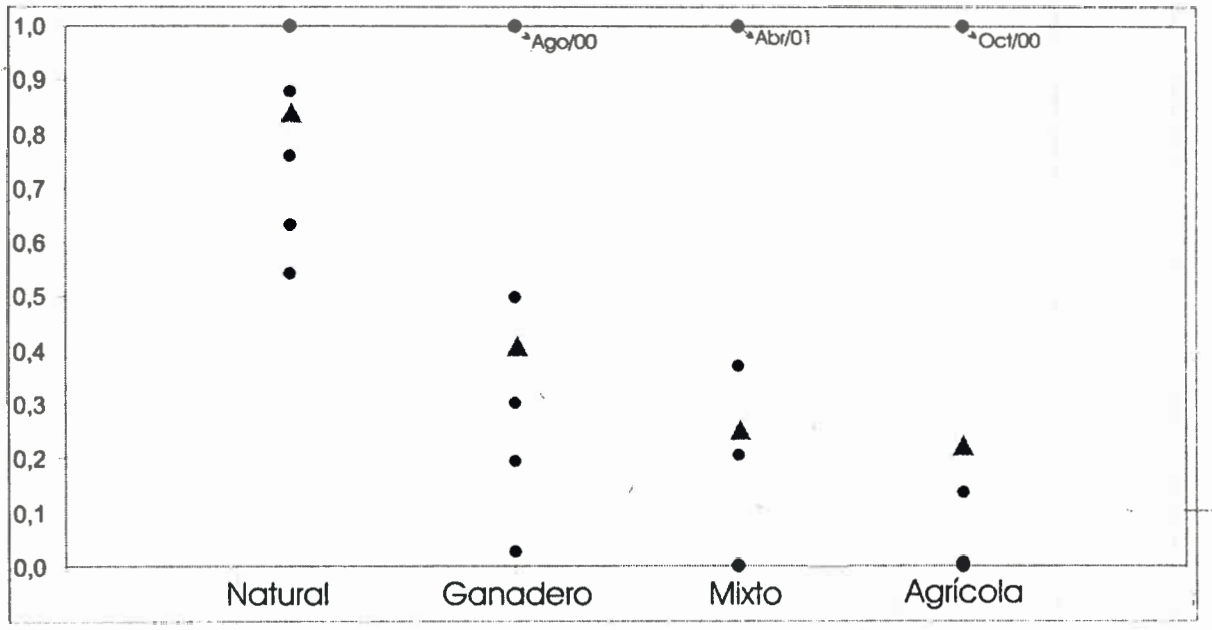


Figura III.50. Proporción relativa de la densidad poblacional de Acari predatores/Acari en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.2.1.2. Prostigmata predatores / Prostigmata

Los valores del NA superaron significativamente a los del MI y del AG ($p<0.05$) mientras que no presentaron diferencias con los del GA ($p>0.05$). Excepto en diciembre de 2000, el NA siempre presentó valores mayores a 0.9, y el AG menores a 0.4 (Figura III.51). El parámetro en el MI fue siempre menor 0.12 menos en abril de 2001 que llegó a 0.68.

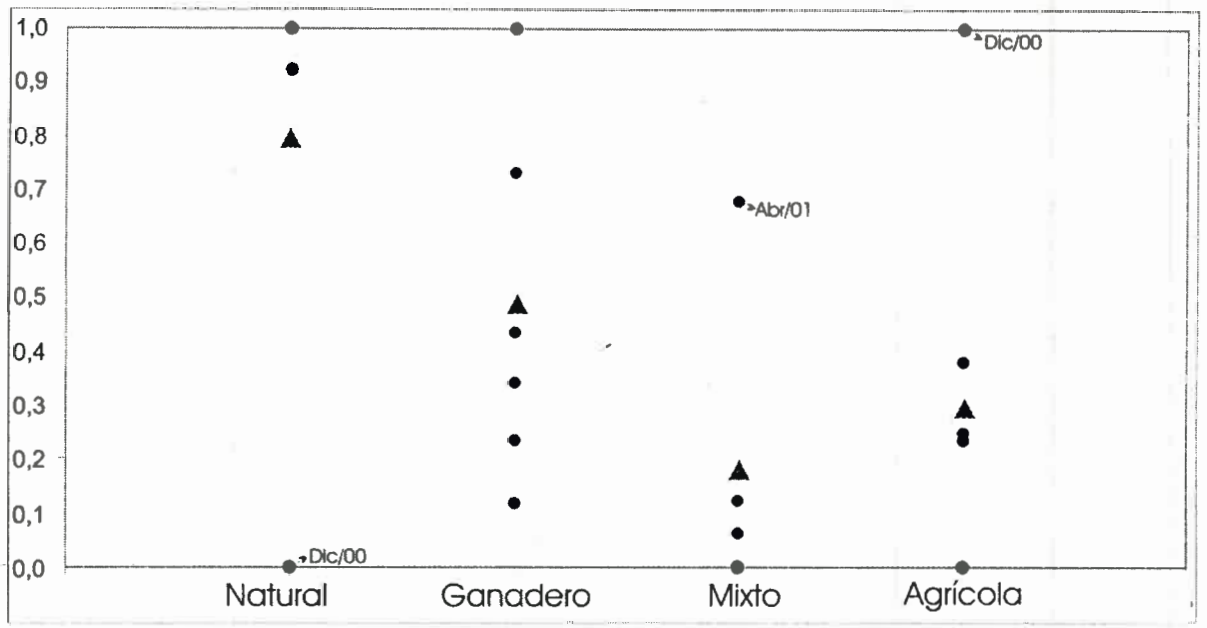


Figura III.51. Proporción relativa de la densidad poblacional de Prostigmata predatores / Prostigmata en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.2.2. Proporción de fungívoros y bacteriófagos

4.3.2.2.1. Oribatida fungívoros / Oribatida

Para este parámetro no se observaron diferencias significativas entre los diferentes ambientes ($p>0.05$). El NA presentó un promedio superior (0.67) al resto (0.41 el GA, 0.47 el MI y 0.46 el AG), los que tuvieron alta variación estacional. En el suelo no laboreado sólo se valoraron puntos por debajo de 0.8 en cuatro casos (febrero, junio y octubre de 2000 y abril de 2001). Además no se identificó un patrón de variación claro (Figura III.52).

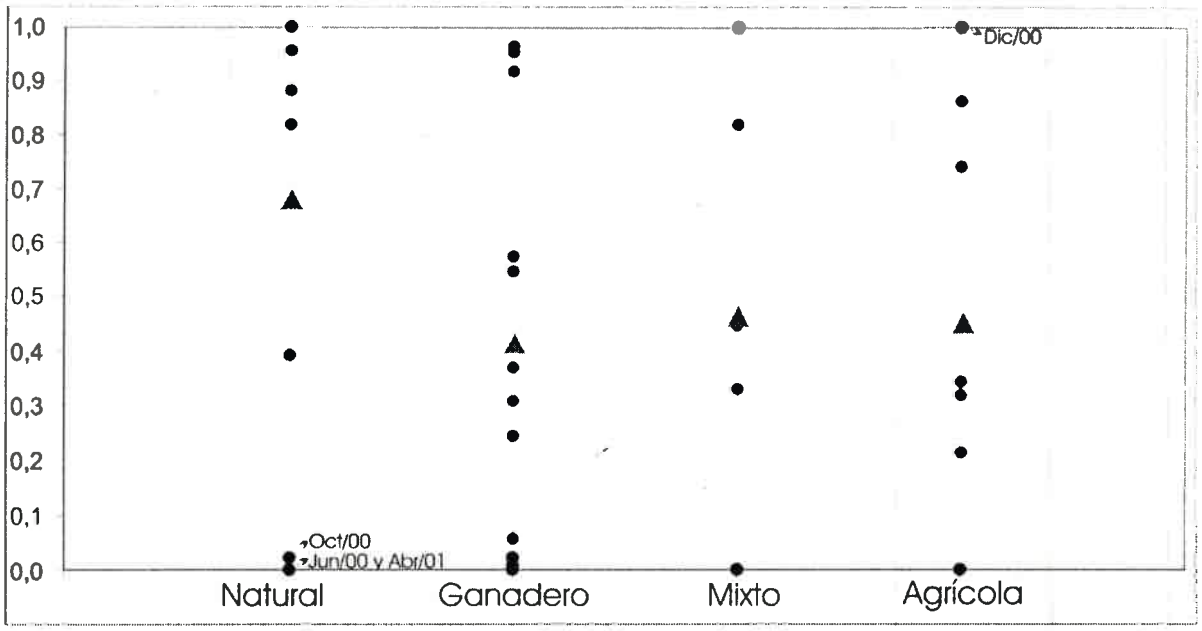


Figura III.52. Proporción relativa de la densidad poblacional de Oribatida fungívoros / Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.3.2.2.2. Prostigmata fungívoros / Prostigmata

No se verificaron diferencias significativas entre los ambientes ($p>0.05$) pero se evidenció claramente que los valores más elevados correspondieron al GA que promedió 0.85 y nunca fue menor a 0.6 (Figuras III.53). Los ambientes más degradados presentaron un promedio menor, pero en algunos meses alcanzaron valores elevados que opacaron las diferencias globales.

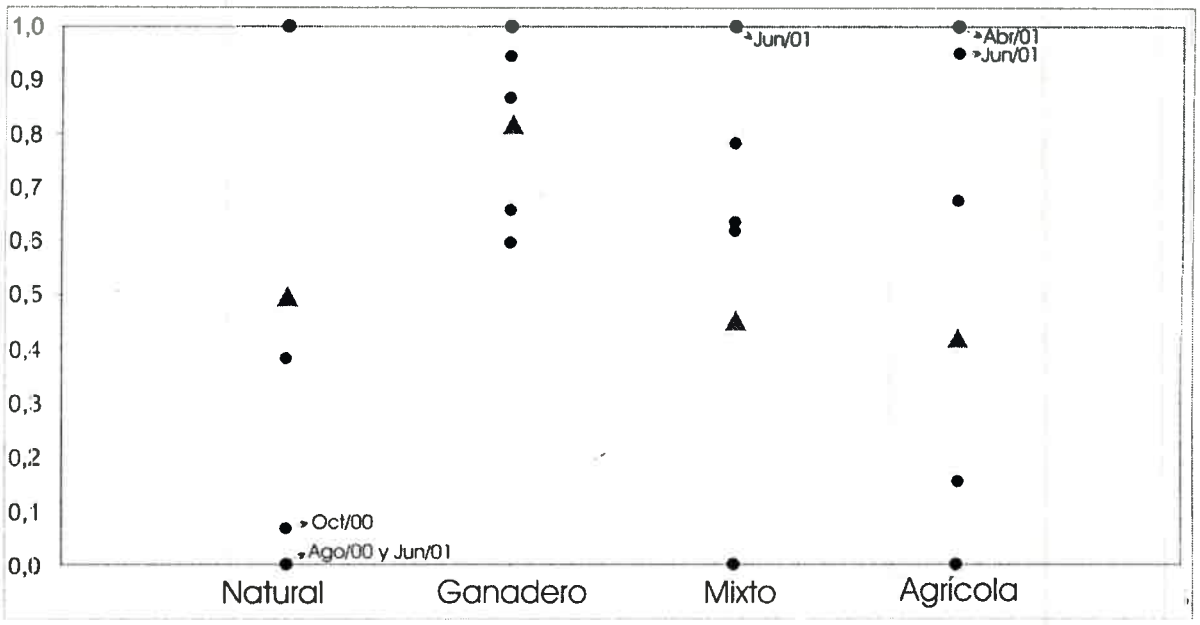


Figura III.53. Proporción relativa de la densidad poblacional de Prostigmata fungívoros/Prostigmata en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

CORRELACIONES ENTRE LOS POTENCIALES INDICADORES Y ENTRE ESTOS Y LOS PARAMETROS AMBIENTALES

Mediante el análisis de correlación se evaluó el grado de dependencia entre los parámetros evaluados como posibles indicadores y las variables físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo. Además se valoró la asociación existente entre los distintos potenciales indicadores. Se presentan los coeficientes de correlación obtenidos con todos los datos de los cuatro ambientes agrupados y los calculados para cada uno.

Utilizando todos los datos agrupados se obtuvo una correlación entre el pH y Gamasina (r=0.45) y entre el porcentaje de humedad del suelo y el parámetro (Oribatida + Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) (r=0.41).
Si en el análisis se excluyen los datos del NA, se observan mayores correlaciones entre las variables. En este caso, Oribatida se correlacionó positivamente con Gamasina (r=0.69), con Oribatida/Prostigmata (r=0.66), con Oribatida/(Astigmata+Prostigmata) (r=0.66) y con (Oribatida+ Uropodina)/(Astigmata+Prostigmata) (r=0.66). El CMO mostró una correlación positiva con el Gamasina (r=0.69) y el contenido de humedad con el parámetro (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) (r=0.52).

En el NA el pH se correlacionó con Oppiidae (r=0.59) y Gamasina (r=0.69), mientras que la temperatura del suelo lo hizo con el parámetro Pauropoda/Myriapoda (r=0.89). Las precipitaciones estuvieron asociadas negativamente al parámetro Prostigmata/Acari (r=-0.71) y positivamente a (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) (r=0.60) y Oribatida/ Prostigmata (r=0.70). Se observó una correlación positiva entre la temperatura ambiental y los parámetros Pauropoda/Myriapoda (r=0.80) y Mesostigmata Predatores/Acari (r=0.56) y negativa con *M. macrochaeta* (r=-0.59).

En el GA el CMO se correlacionó con el parámetro Oribatida Microfitófagos/Oribatida (r=0.59) y el pH con Pauropoda/Myriapoda (r=-0.61). Se verificó una asociación entre la temperatura del suelo y la relación

Pauropoda/Myriapoda (r=0.62). El contenido de humedad presentó una correlación negativa con *Tectocepheus* sp (r=-0.51) y *Tectocepheus*/Oribatida (r=-0.65). La densidad aparente del suelo mostró una correlación positiva con *M. macrochaeta* (r=0.51) y Gamasina (r=0.56) y negativa con Uropodina (r=-0.54) y Oribatida/Astigmata (r=-0.62). Los parámetros Pauropoda/Myriapoda y *O.nova*/Oribatida se correlacionaron con la temperatura ambiental (r=0.65 yr=0.55 respectivamente).

En el MI se verificó la asociación positiva entre el CMO y Gamasina (r=0.67), (Oribatida+Uropoodina)/ (Astigmata+Prostigmata) (r=0.69), Pauropoda/Myriapoda (r=0.68), Collembola/Oribatida (r=0.76) y negativa con Oribatida/Prostigmata (r=-0.68) y Symphyla/ Myriapoda (r=-0.68). La temperatura del suelo se correlacionó de manera negativa con Oppiidae (r=-0.64). Por último el contenido de humedad mostró una correlación positiva con los parámetros Oribatida+ Mesostigmata)/ (Astigmata+Prostigmata) (r=0.80) y Mesostigmata Predatores/Acari (r=0.68) y negativa con Prostigmata/Acari (r=-0.70)

En el AG el CMO se correlacionó con *M. macrochaeta* (r=0.51), *Tectocepheus* sp. (r=0.54), Gamasina (r=0.74), Oribatida/(Astigmata+ Prostigmata) (r=-0.54), (Oribatida+Uropodina)/(Astigmata+ Prostigmata) (r=-0.54), Symphyla/Myriapoda (r=0.58) y (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata (r= -0.52). *Tectocepheus* sp. se asoció al pH (r=0.62) y Oppiidae a la temperatura del suelo (r=-0.56). Las precipitaciones influenciaron positivamente a Rhodacaridae (r=0.71). La temperatura ambiental mostró una correlación negativa con los parámetros Oppiidae (r=-0.58) y *O. Nova* (r=-0.59) y positiva con Mesostigmata Predatores/Acari (r=0.63).

4.4. PARAMETROS A NIVEL DE COMUNIDAD

4.4.1. Estructura de la comunidad de microartrópodos de agosto de 1999

4.4.1.1. Riqueza de especies

La riqueza específica de microartrópodos más elevada correspondió a la comunidad del ambiente GA y la menor al MI, con menos de la mitad de las especies que en el primero (Figura III.54). En el GA se recolectó la mayor cantidad de especies de ácaros (55 especies) mientras que en el AG se encontró la mayor riqueza de colémbolos (Figura III.55).

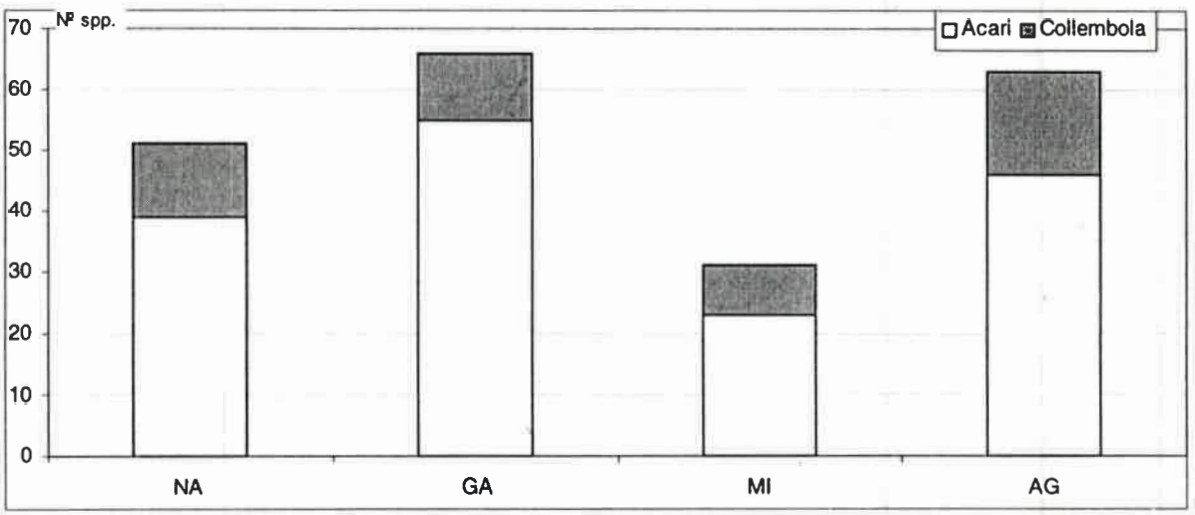


Figura III.54. Riqueza específica de ácaros y colémbolos por ambiente en el muestreo de agosto de 1999.

En el ambiente NA se recolectaron más especies de Oribatida y Prostigmata que en el resto de los ambientes (Figura III.55). La mayor riqueza de Mesostigmata se halló en el ambiente GA (38) y en el AG (27), el NA presentó menos de la mitad de especies que el GA y exactamente la mitad que el AG. En el MI sólo hubo ocho especies de mesostigmatas (Figura III.55). En el ambiente AG se recolectó el mayor número de especies de Astigmata (6 especies) y en el MI sólo una (Figura III.55).

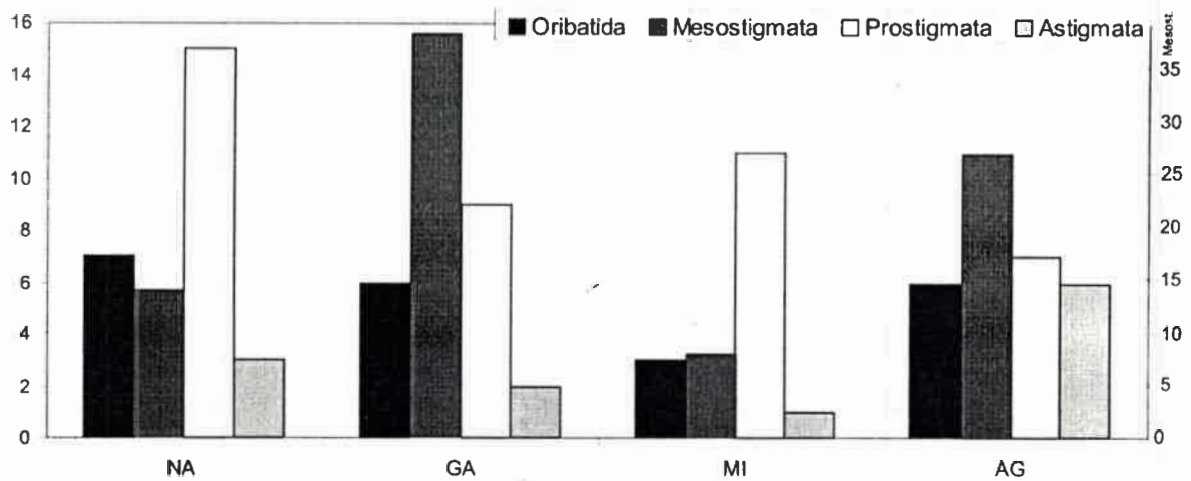


Figura III.55. Riqueza específica de los cuatro subórdenes de ácaros por ambiente en el muestreo de agosto de 1999.

4.4.1.2. Indices de estructura

Se calcularon índices estructurales en base al total de microartrópodos considerados (Figura III.56) y por separado para la comunidad de ácaros (Figura III.57) y de colémbolos (Figura III.58).

En la comunidad de microartrópodos el índice de Shannon y la diversidad Alfa fueron máximos en el ambiente GA, mínimos en los ambientes NA y MI, mientras que el AG presentó un valor intermedio. La equitatividad presentó el mismo patrón de variación entre los ambientes que el parámetro anterior. El índice de Simpson y la dominancia de la comunidad presentaron valores máximos en el ambiente NA y mínimos en el GA y el AG (Figura III.56).

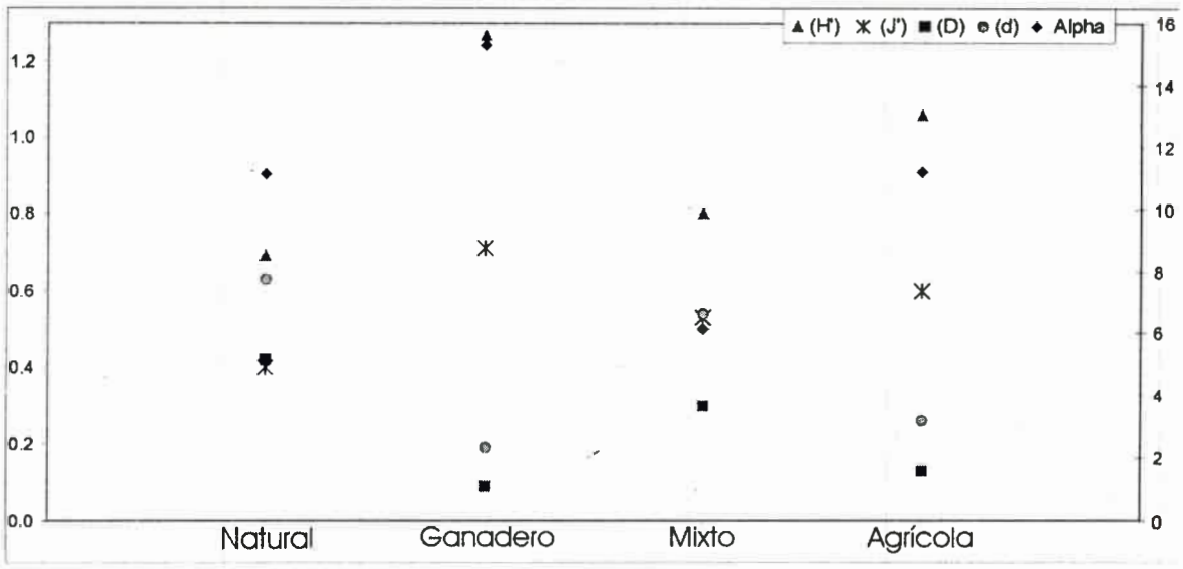


Figura III.56. Indices estructurales de la comunidad de microartrópodos calculados para cada ambiente en el mes de agosto de 1999. (H') = índice de Shannon; (D) = índice de Simpson; (J') = índice de equitatividad; Alpha = diversidad Alfa; (d) = índice de dominancia.

En la comunidad de ácaros el índice de Shannon presentó un modo de variación muy similar al evidenciado en la comunidad de microartrópodos (Figura III.57). Los cuatro ambientes presentaron valores muy similares de equitatividad. El índice de Simpson fue elevado en los ambientes NA y GA, menor en el MI y mínimo en el GA. La diversidad Alfa fue alta en los ambientes menos degradados y baja en los suelos con mayor impacto humano. El porcentaje de dominancia fue elevado en los ambientes NA y AG y mínimo en el GA (Figura III.57).

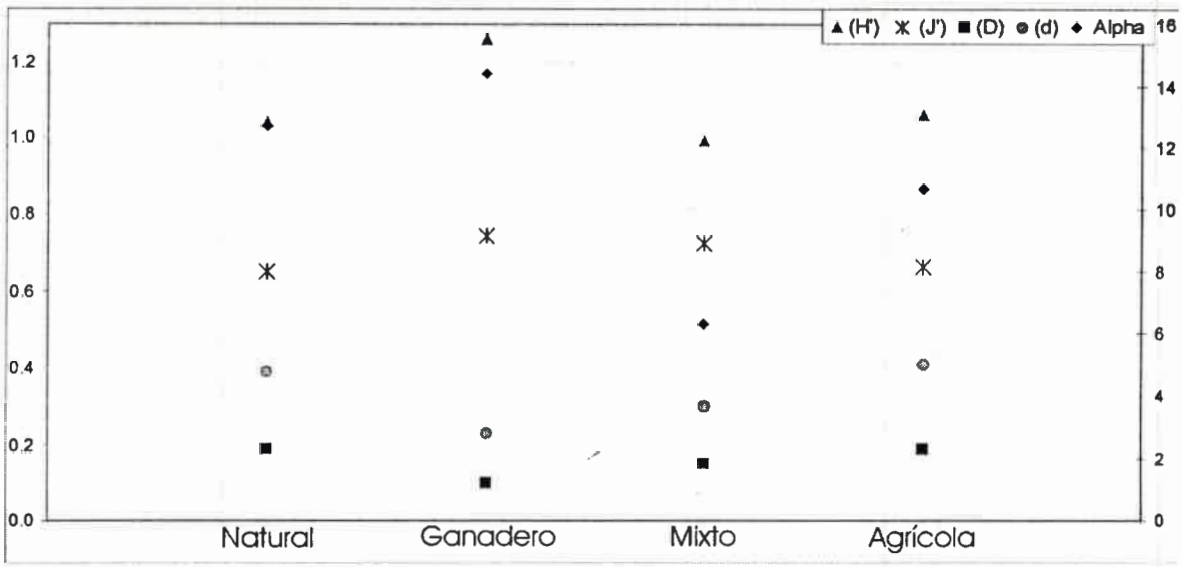


Figura III.57. Indices estructurales de la comunidad de ácaros calculados para cada ambiente en el mes de agosto de 1999. (H') = índice de Shannon; (D) = índice de Simpson; (J') = índice de equitatividad; Alpha = diversidad Alfa; (d) = índice de dominancia.

La comunidad de colémbolos presentó el índice de diversidad de Shannon y de equitatividad máximos en el suelo AG y mínimos en el NA (Figura III.58). Los valores del índice de Simpson y de dominancia fueron más elevados en el ambiente NA, intermedios en el MI y mínimos en el GA y AG. El valor más elevado de diversidad Alfa correspondió a la comunidad del ambiente AG y el menor a la del ambiente MI (Figura III.58).

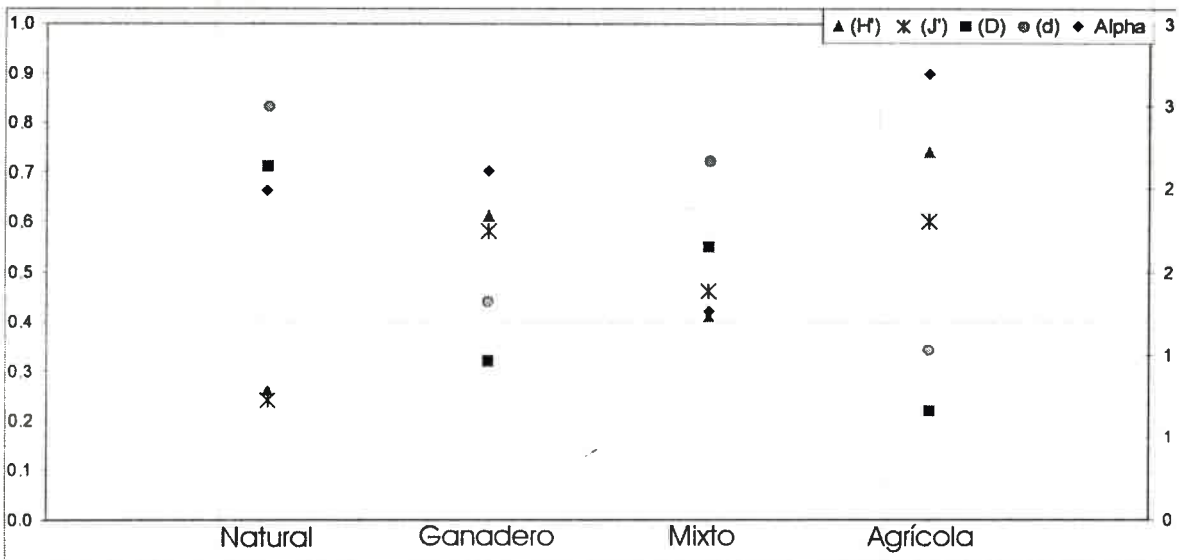


Figura III.58. Indices estructurales de la comunidad de colémbolos calculados para cada ambiente en el mes de agosto de 1999. (H') = índice de Shannon; (D) = índice de Simpson; (J') = índice de equitatividad; Alpha = diversidad Alfa; (d) = índice de dominancia.

4.4.2. Estructura de la comunidad de Oribatida de los doce muestreos

4.4.2.1. Riqueza de especies

Los ambientes menos degradados presentaron la máxima riqueza acumulada de especies de oribátidos, el MI tuvo la mínima riqueza y el AG sólo una especie menos que el NA y GA (Figura III.59). En cuanto a las especies exclusivas de cada ambiente, en el NA se reconocieron cuatro especies, en el AG dos, una en el GA y ninguna especie exclusiva en el MI (Figura III.59). Las especies exclusivas del ambiente NA fueron *Galumna* sp., *Ramusella cordobensis* Balogh & Mahunka, 1968, *Sacculoppia singularis* Balogh & Mahunka, 1968 y *Austrogneta* sp.. Las dos del ambiente AG fueron *Trhypochthonius breviclava* Hammer, 1958 y *Microppia minus* Paoli, 1908 y la única especie recolectada en el GA fue *Torpacarus ommitens ommitens* Grandjean, 1950.

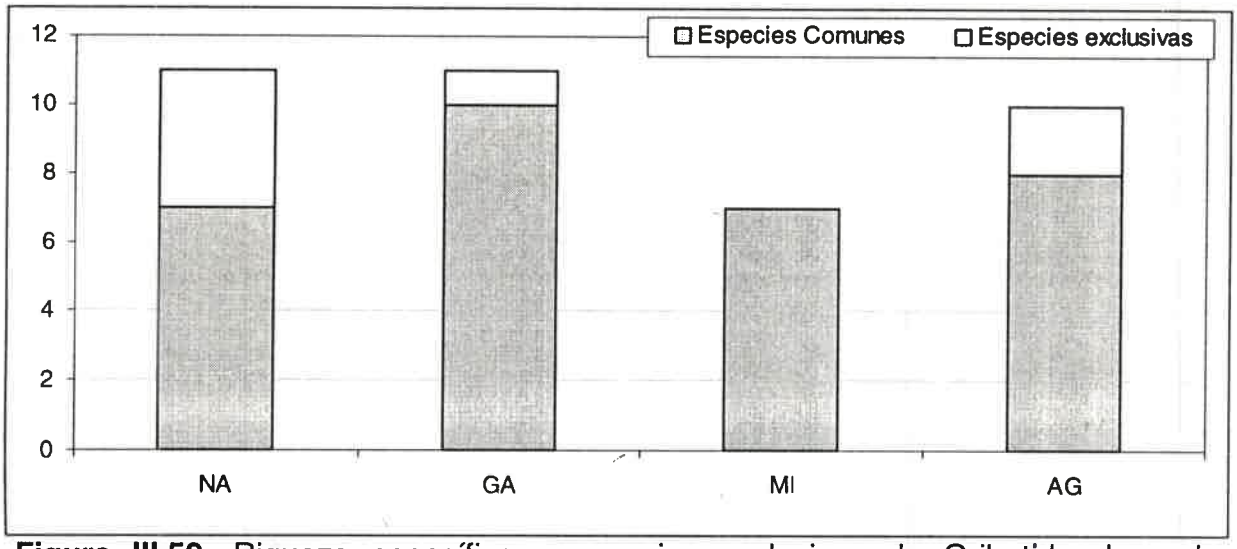


Figura III.59. Riqueza específica y especies exclusivas de Oribatida de cada ambiente para los doce muestreos.

El promedio de la riqueza específica de oribátidos en el ambiente MI fue significativamente menor que en el resto de los ambientes y en el GA fue superior que en los demás ($p<0.05$, Figura III.60). El promedio más elevado del parámetro estandarizado correspondió al ambiente GA (0.91), luego el NA (0.60) y el AG (0.56) y el menor al MI (0.08). En el ambiente MI fue siempre igual a cero, con excepción de los meses de abril (0.67) y junio (0.25) de 2001. En el ambiente GA sólo fue menor a 0.75 en el mes de junio de 2000 (0.33).

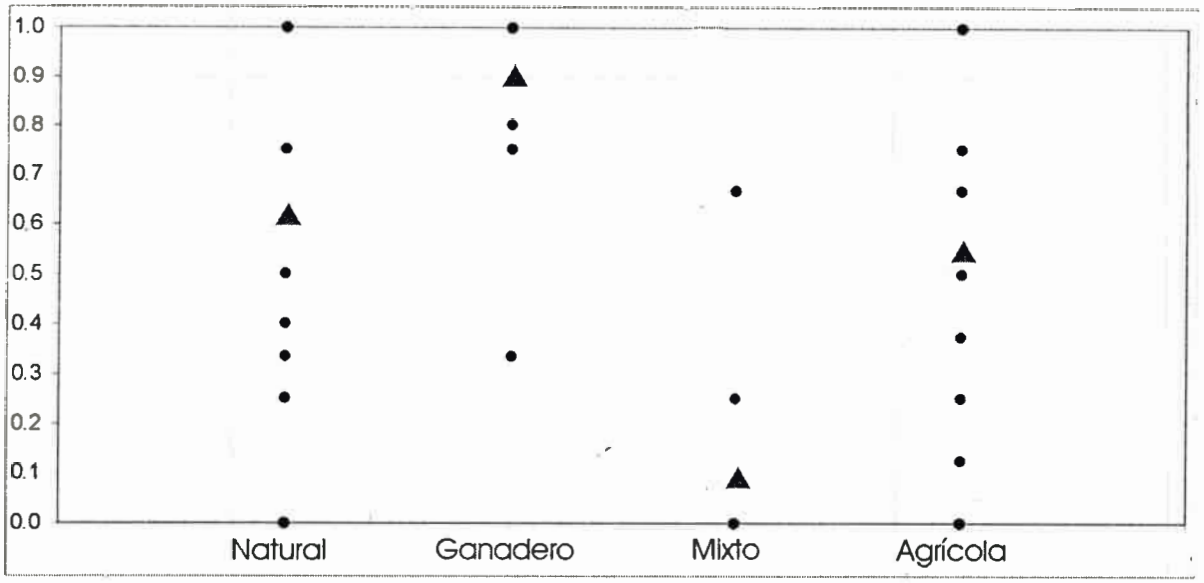


Figura III.60. Riqueza específica de Oribatida en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.4.2.2. Indices de estructura

Los índices de estructura de la comunidad de Oribatida considerando los datos de los dos años de muestreo agrupados fueron muy similares en los cuatro ambientes (Figura III.61).

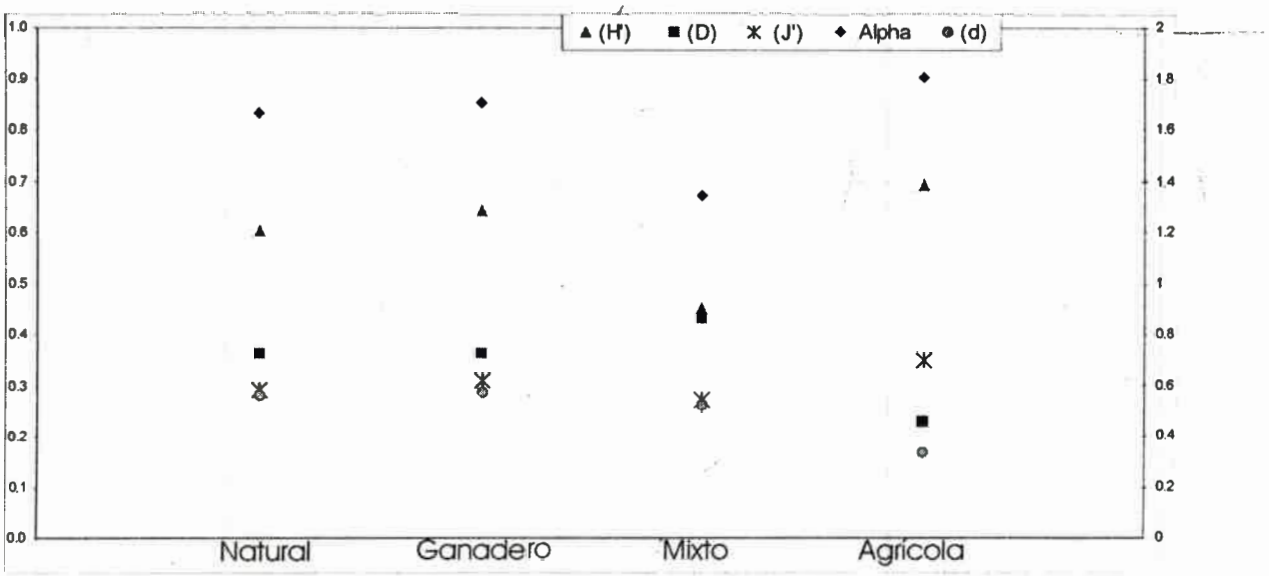


Figura III.61. Indices estructurales de la comunidad de Oribatida calculados para los dos años de muestreo. (H') = índice de Shannon; (D) = índice de Simpson; (J') = índice de equitatividad; Alpha = diversidad Alfa; (d) = índice de dominancia.

Adicionalmente se calcularon los índices de estructura de la comunidad de oribátidos por ambiente para cada fecha de muestreo por separado. El parámetro basado en el índice de Shannon presentó un promedio de valores estandarizados muy similar entre los ambientes NA, GA y AG, y menor en el MI (Figura III.62). Estas diferencias fueron corroboradas estadísticamente ($p<0.05$).

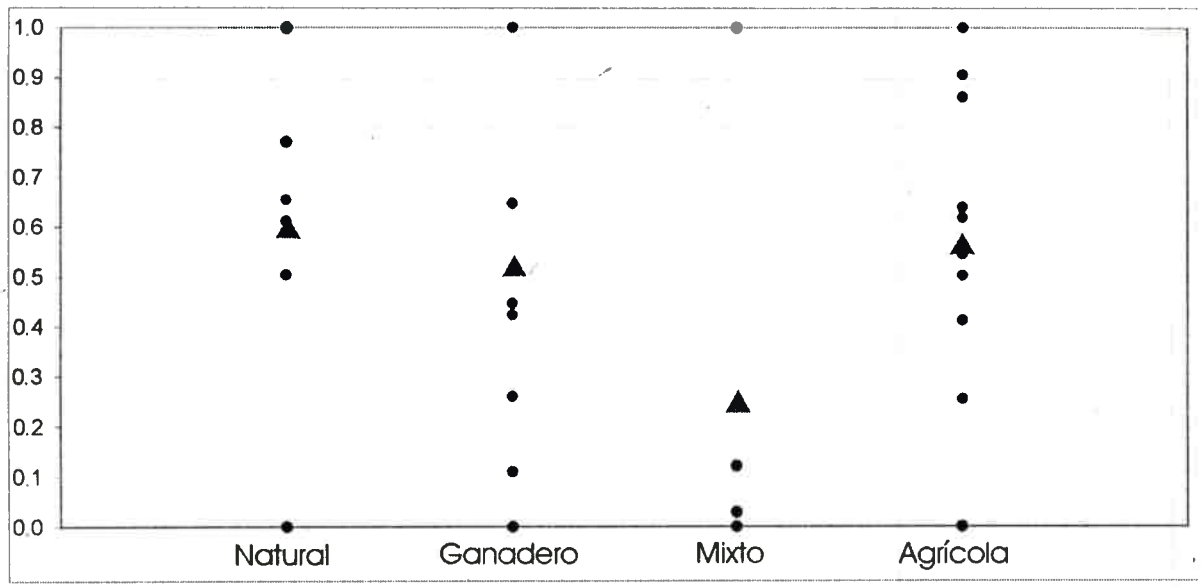


Figura III.62. Indice de Shannon en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

El índice de dominancia de la comunidad presentó diferencias estadísticas entre los ambientes. Fue más elevado en el ambiente MI (promedio bianual 0.70) con relación al resto ($p<0.05$), que presentaron valores similares entre sí (Figura III.63).

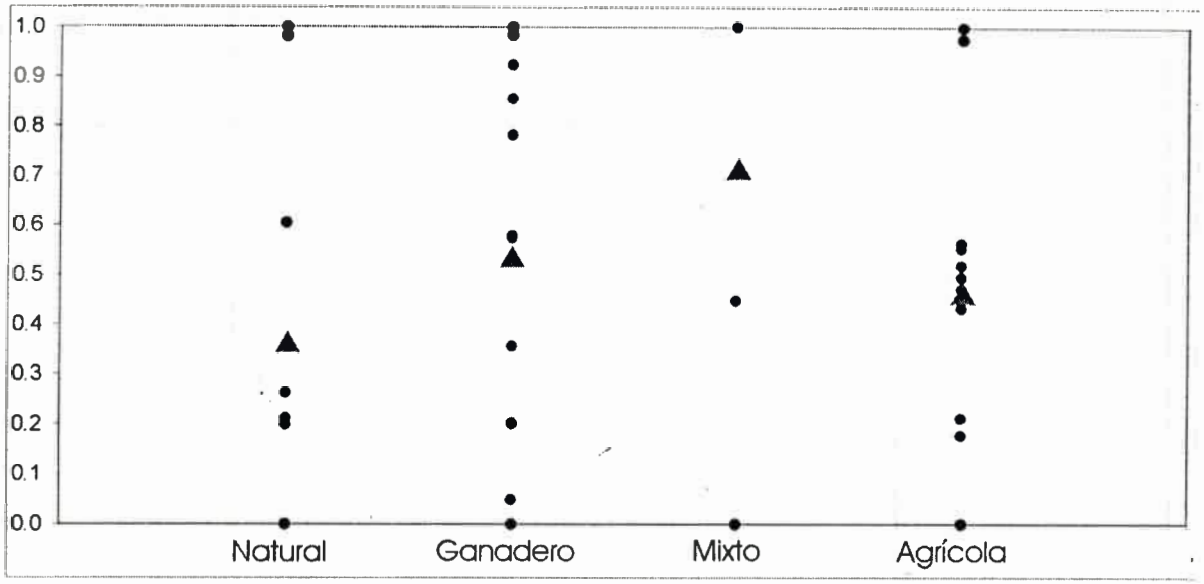


Figura III.63. Indice de dominancia en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

Los índices de diversidad Alfa, de Simpson y de equitatividad no presentaron diferencias estadísticas entre los ambientes (p>0.05). Los valores estandarizados de cada muestreo se observan en las figuras III.64, 65 y 66.

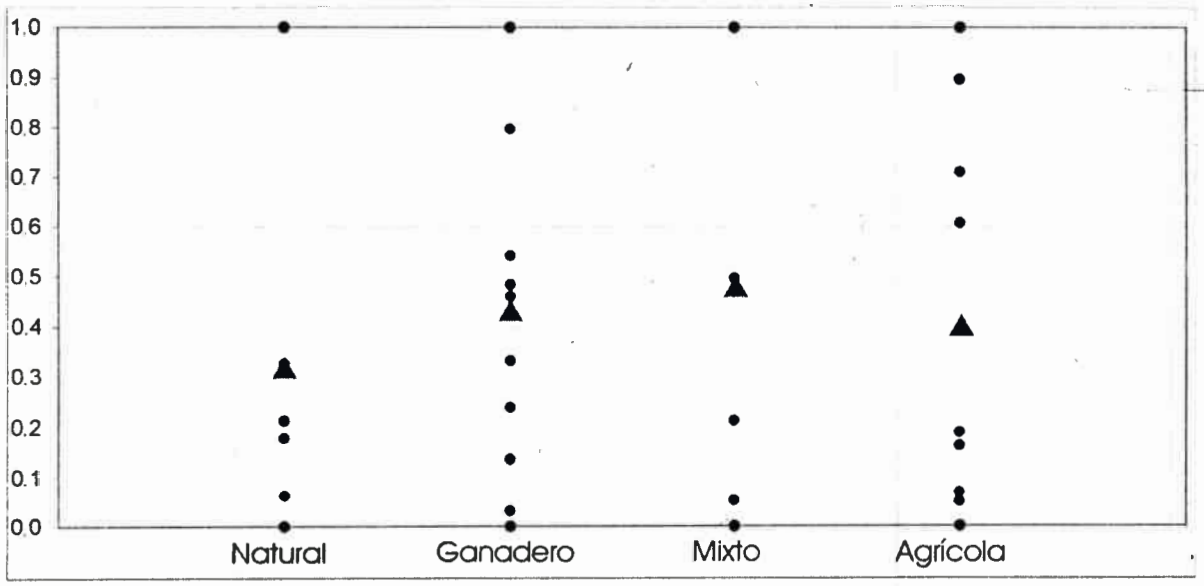


Figura III.64. Indice de diversidad Alfa en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

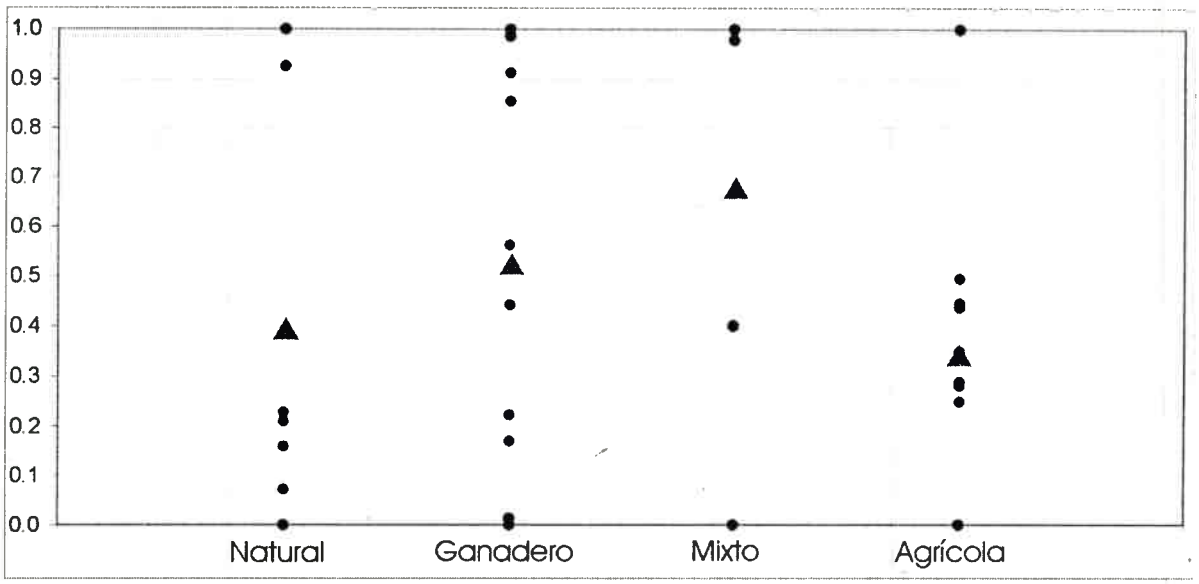


Figura III.65. Indice de Simpson en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

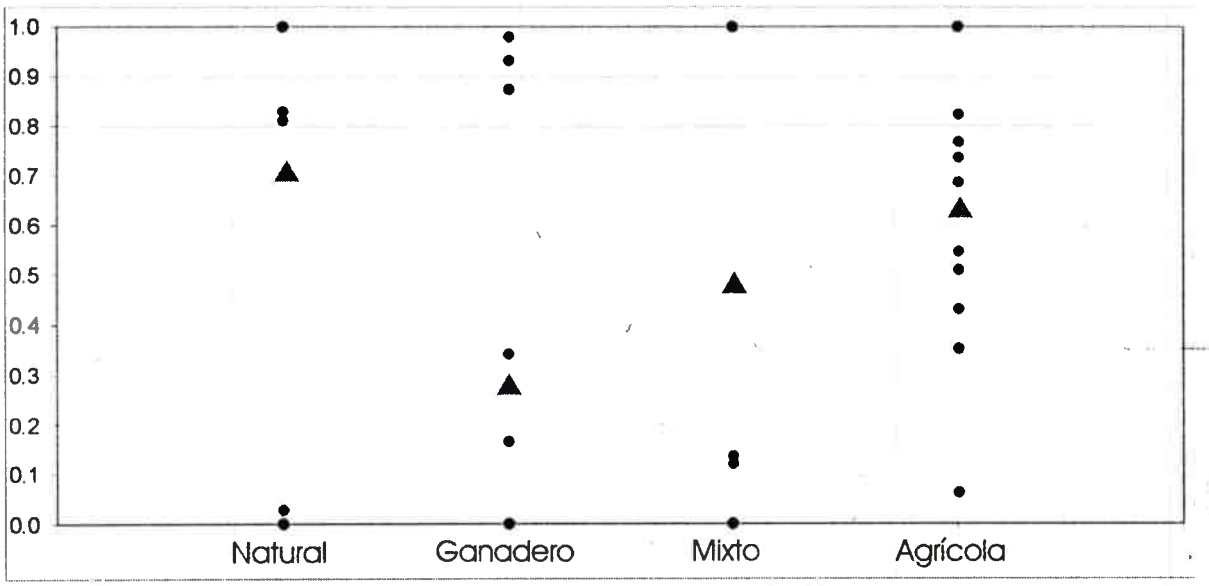


Figura III.66. Indice de equitatividad en los doce muestreos. Símbolo triangular = promedio.

4.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS MULTIVARIADOS

4.5.1. Análisis de conglomerados

Como consecuencia del análisis de agrupamiento basado en la abundancia de Acari, Collembola y Myriapoda, el ambiente MI se discrimina notoriamente del resto, y luego se separa el NA (Figura III.67). El grupo de mayor similitud lo compusieron el GA y AG, pero las diferencias entre los ambientes no fueron importantes. En el siguiente análisis se excluyó la abundancia de Myriapoda, y se obtuvo un dendrograma que separó claramente a los ambientes en dos grupos, por un lado el NA y GA y por el otro los dos más degradados, muy similares entre si (Figura III.68).

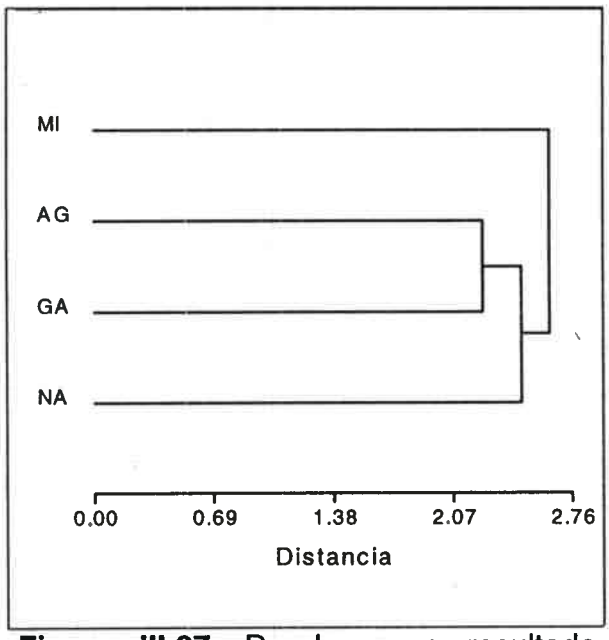


Figura III.67. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Acari, Collembola y Myriapoda.

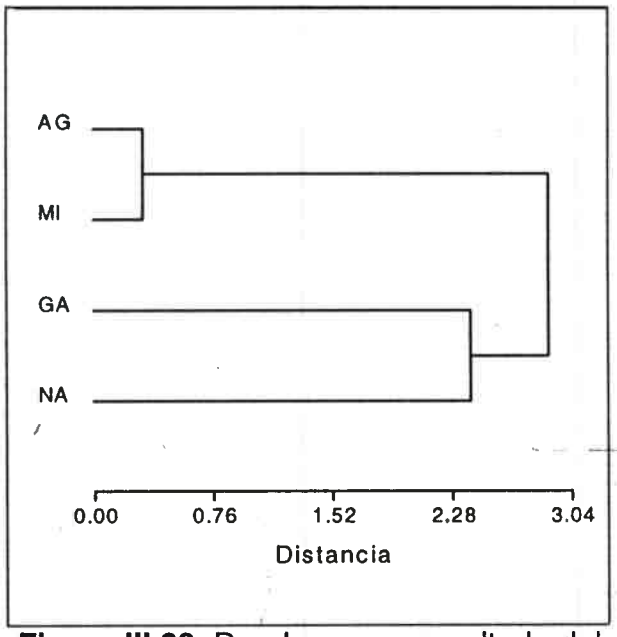


Figura III.68. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Acari y Collembola.

El análisis fue aplicado a los datos de abundancia de *M. macrochaeta, Tectocepheus* sp. y *O. nova* y separó las áreas de acuerdo al manejo, como se muestra en la figura

III.69. El grupo de mayor semejanza lo constituyeron los ambientes más degradados, luego el GA y el más distante fue el NA.

Considerando las poblaciones de Oppiidae, Uropodina, Gamasina y Rhodacaridae (Figura III.70) se obtuvo un agrupamiento de los ambientes muy similar al producido con la abundancia de Acari y Collembola. El análisis logró discriminar entre los dos ambientes más y menos degradados.

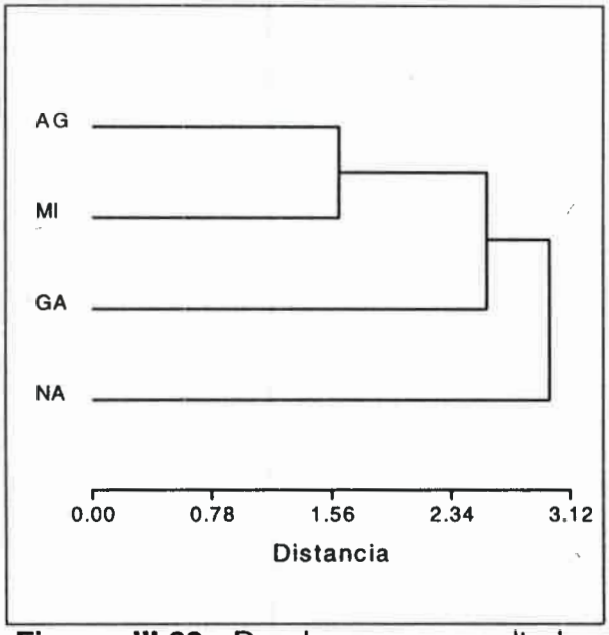


Figura III.69. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de *M. macrochaeta, Tecto.* sp. y *O. nova.*

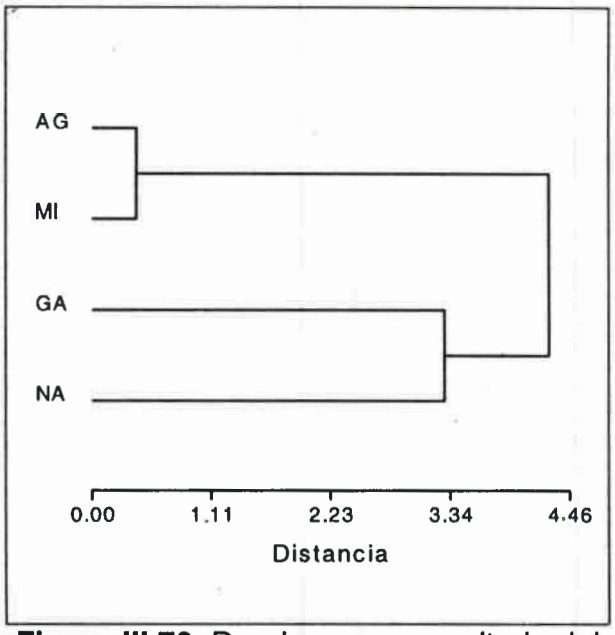


Figura III.70. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Oppiidae, Uropodina, Gamasina y Rhodacaridae.

Utilizando los parámetros *M. macrochaeta*/Collembola, *Tectocepheus sp.*/Oribatida y *O. nova*/Oribatida para el agrupamiento de los ambientes, el análisis no fue capaz de diferenciar los efectos de los sistemas de manejos, ya que los ambientes NA y MI fueron agrupados juntos (Figura III.71). En base a los parámetros Oribatida/Astigmata, Oribatida/Prostigmata, Oribatida/(Astigmata+ Prostigmata), (Oribatida+Urop.)/ (Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+ Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) se logró

diferenciar los ambientes menos degradados de los dos con suelos de menor calidad, con una distancia considerable entre los dos grupos (Figura III.72).

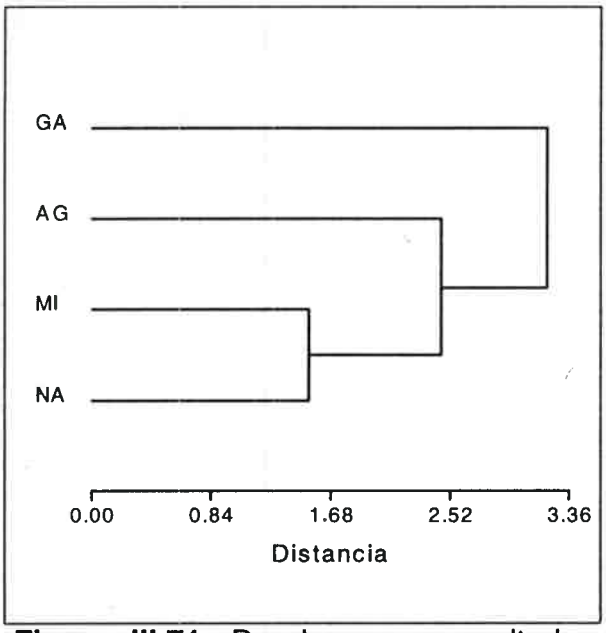


Figura III.71. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de *M. macrochaeta*/Collembola, *Tectocepheus* sp./Oribatida y *O. nova*/Oribatida.

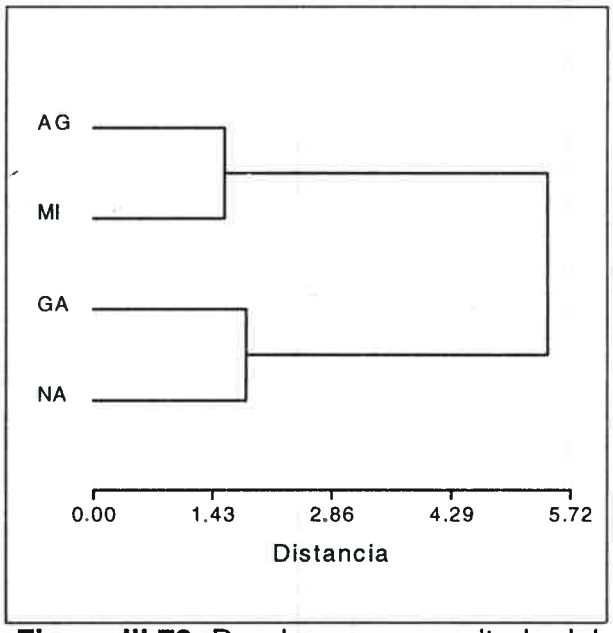


Figura III.72. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Or./Ast., Or./Prost., Or./(Ast.+Prost.), (Or.+Urop.) /(Ast.+Prost.), (Or.+Mesost.)/(Ast.+ Prost.).

El análisis basado en los parámetros Pauropoda/Myriapoda, Symphyla/Myriapoda, Collembola/Oribatida, BTO/Oribatida y Oribatida fungívoros/Oribatida logró discriminar entre los ambientes respetando el gradiente de intensidad de manejos aplicados excepto la relación entre el AG y el MI que quedó invertida (Figura III.73).

Cuando se utilizaron juntos los parámetros que presentaron una respuesta lineal negativa al incremento de la presión de uso de la tierra, se logró separar eficazmente a los ambientes según el manejo aplicado. Se pudo discriminar entre el NA y los

ambientes manejados, y dentro de éstos al GA de los ambientes con manejo agrícola (Figura III.74).

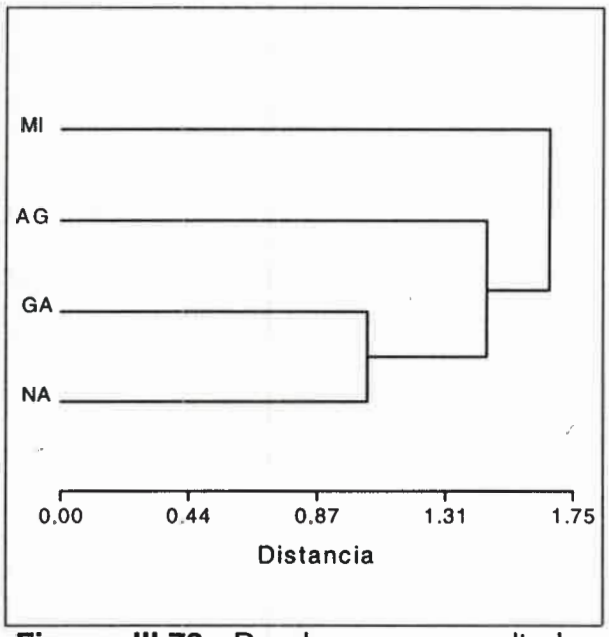


Figura III.73. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Paur./Myri., Symp./Myri., Colle./Orib., BTO/Orib. y Orib. fungívoros / Orib.

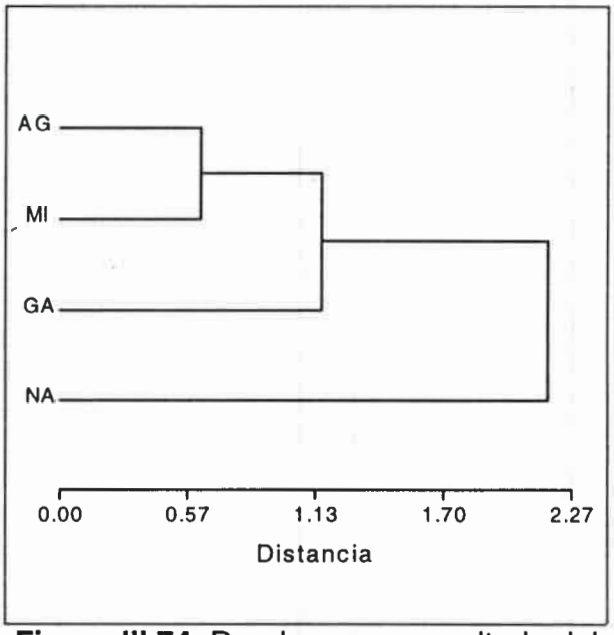


Figura III.74. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Collembola, Uropodina, *M. macrochaeta,* Or./Ast., Or./Prost., Or./(Ast.+Prost.), (Or.+Urop.)/(Ast.+Prost.) y (Or.+Mesost.)/(Ast.+Prost.)

Los parámetros Acari, Oribatida y Mesostigmata generaron un agrupamiento de los ambientes con manejo agrícola separados en gran medida de los dos ambientes menos degradados (Figura III.75). Cuando en el análisis se agregaron los otros tres taxones que presentaron una respuesta similar al incremento de las perturbaciones, Prostigmata, Astigmata y Rhodacaridae se logró establecer diferencias entre el GA y el resto, luego se separó el NA del AG y MI (Figura III.76). El análisis basado en los parámetros *Tectocepheus* sp./Oribatida, Oppiidae, Oppiidae/Oribatida, *O. nova*/Oribatida y BTO/Oribatida produjo un agrupamiento muy similar (Figura III.77).

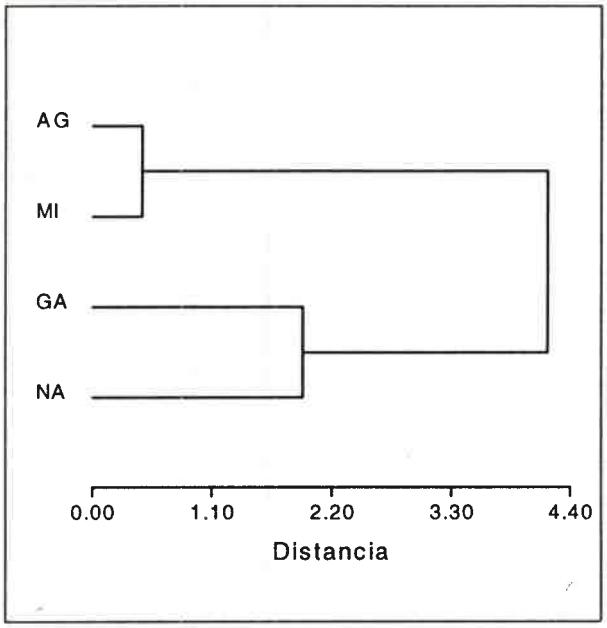


Figura III.75. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Acari, Oribatida y Mesostigmata.

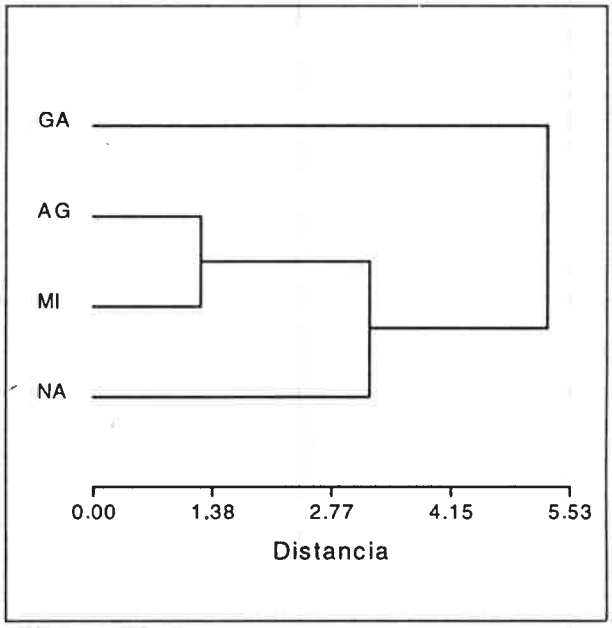


Figura III.76. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de abundancia de Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata y Rhodacaridae.

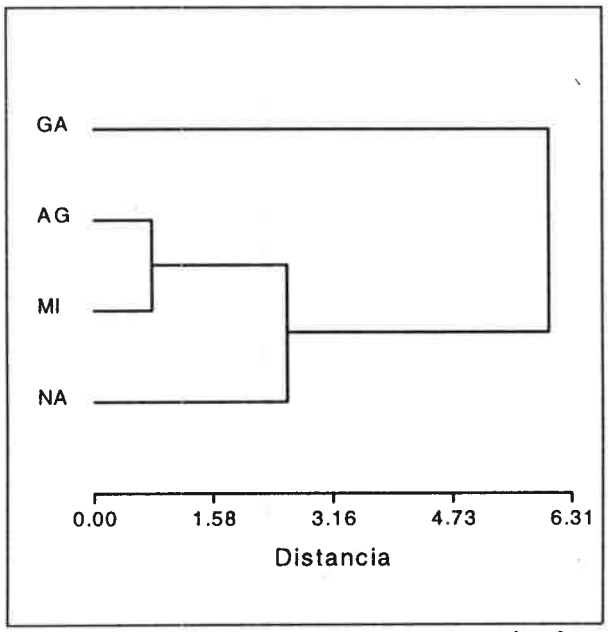


Figura III.77. Dendrograma resultado del análisis de agrupamiento en base a los datos de *Tect.*/Orib., Oppii., Oppii./Orib., *O. nova*/Orib. y BTO/Orib.

4.5.2. Análisis de componentes principales (ACP)

En el análisis desarrollado sobre la base de las cuatro variables fisicoquímicas y las treinta y una variables biológicas representadas por los taxones considerados, el CP1 (46%) separó a los ambientes NA y GA de los dos más degradados y el CP2 (33%) separó al NA del AG y MI y a estos del GA. Las variables que son responsables principales de esta diferenciación pueden ser observadas por la proyección simultánea de los sitios y las variables en el eje CP1 y CP2 (Figura III.78).

Los parámetros Collembola, Uropodina, *M. macrochaeta, M. macrochaeta/* Collembola, Oribatida/Prostigmata, Oribatida/(Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+Uropodina)/ (Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) estuvieron correlacionados positivamente (se posicionaron cercanamente) con el ambiente NA (Figura III.78. punto *1). Las variables Acari, Mesostigmata, Astigmata y Gamasina estuvieron correlacionados positivamente con el ambiente GA (Figura III.78. punto *2). Los ambientes AG y MI se correlacionaron en forma positiva con las proporciones Prostigmata/Acari, *O. nova*/Oribatida, Oppiidae/Oribatida, BTO/Oribatida, Symphyla/Myriapoda y con Symphyla (Figura III.78. punto *3). Los ambientes menos degradados, fueron separados de los más degradados por el CP1, y los parámetros que más influyeron fueron los señalados en la figura III.78. punto *4.

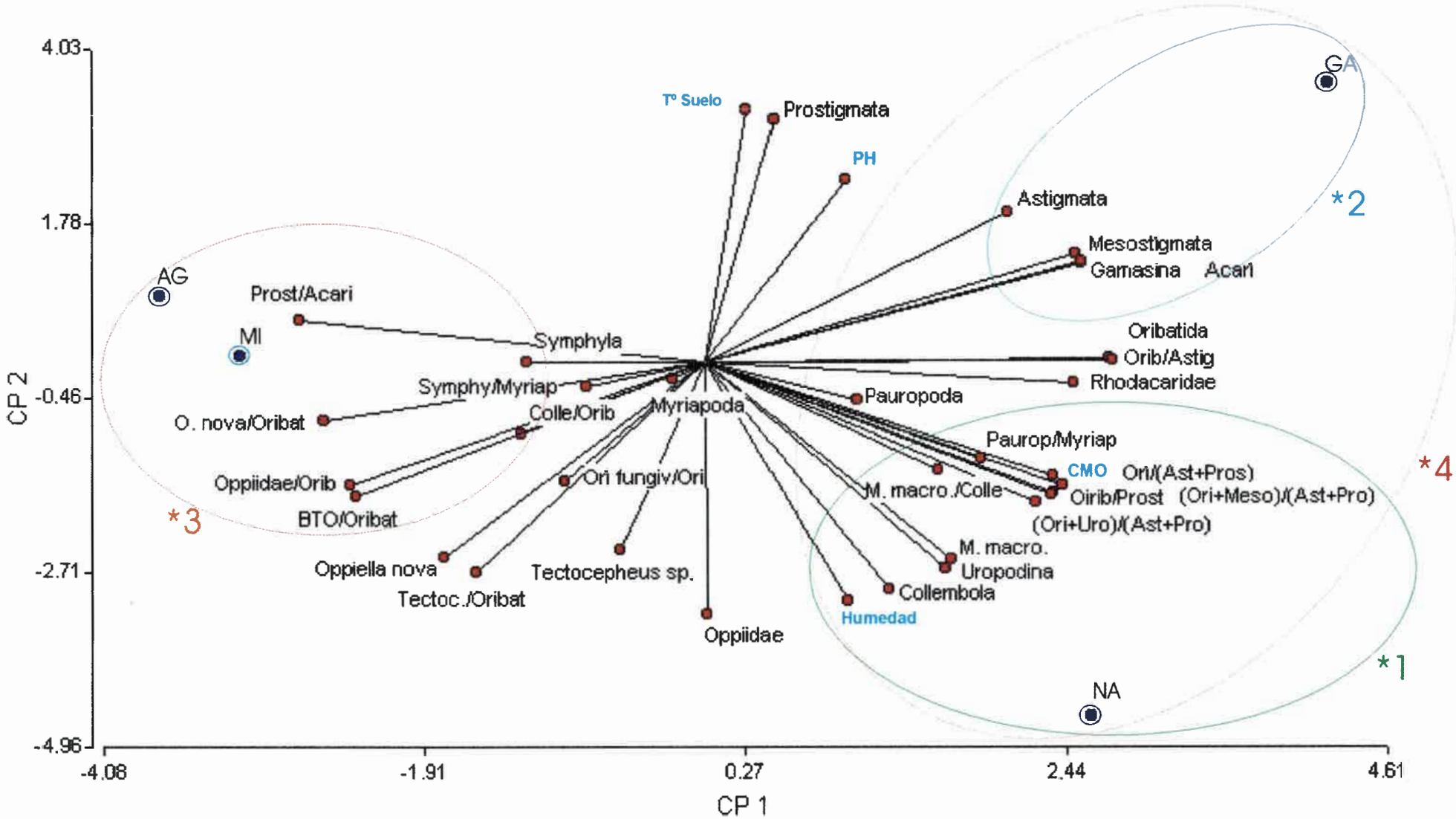


Figura III.78. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables físico-químicas y treinta y una variables biológicas representadas por los taxones considerados.

Adicionalmente se desarrollaron análisis de componentes principales con una menor cantidad de variables, para definir un conjunto mínimo de parámetros que logren establecer diferencias entre los ambientes y faciliten el uso de esta herramienta como indicadores de calidad de estos suelos. Se agruparon los parámetros por un lado, basándose en el menor esfuerzo taxonómico necesario para su medición, y por el otro según el tipo de respuesta que presentaron ante el incremento de la intensidad de manejo.

El primer análisis se llevó a cabo con los taxones que se identifican con mayor facilidad y los más comúnmente recolectados en el suelo. Se trabajó con la densidad de Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata, Collembola, Myriapoda, Symphyla, Pauropoda (Figura III.79). El CP1 separó al ambiente GA del resto y el CP2 separó al ambiente NA del resto. El ambiente NA se correlacionó positivamente con la densidad de Collembola y negativamente con los ácaros Prostigmata. El ambiente GA presentó una correlación de tipo positiva con la densidad de Astigmata y el MI con Myriapoda y Symphyla. Los ambientes AG y MI presentaron correlación negativa con la densidad de Oribatida (Figura III.79).

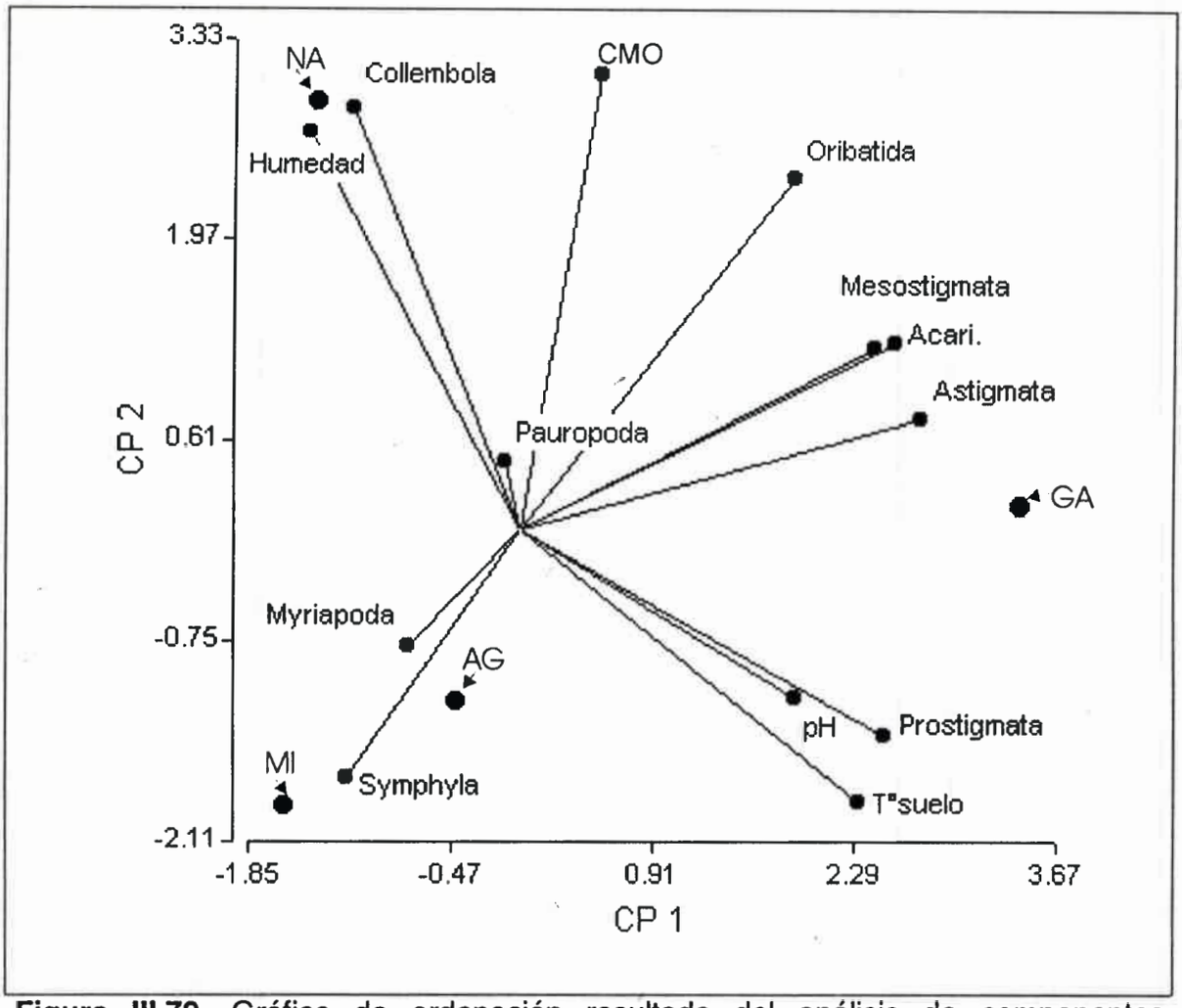


Figura III.79. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables fisicoquímicas y nueve parámetros biológicos. Autovalores de los ejes: CP1: 42%; CP2: 32%.

Considerando los parámetros basados en la densidad de las especies *M. macrochaeta*, *Tectocepheus* sp. y *Oppiella nova*, el CP1 separó al ambiente NA del resto (Figura III.80). El CP2 no logró establecer diferencias claras entre los ambientes. El ambiente NA se correlacionó positivamente con la densidad de *M. macrochaeta*. El ambiente GA presentó correlaciones negativas con *Tectocepheus* sp. y *Oppiella nova*, mientras que el AG estuvo positivamente correlacionado con *Oppiella nova* y negativamente con *M. macrochaeta* (Figura III.80).

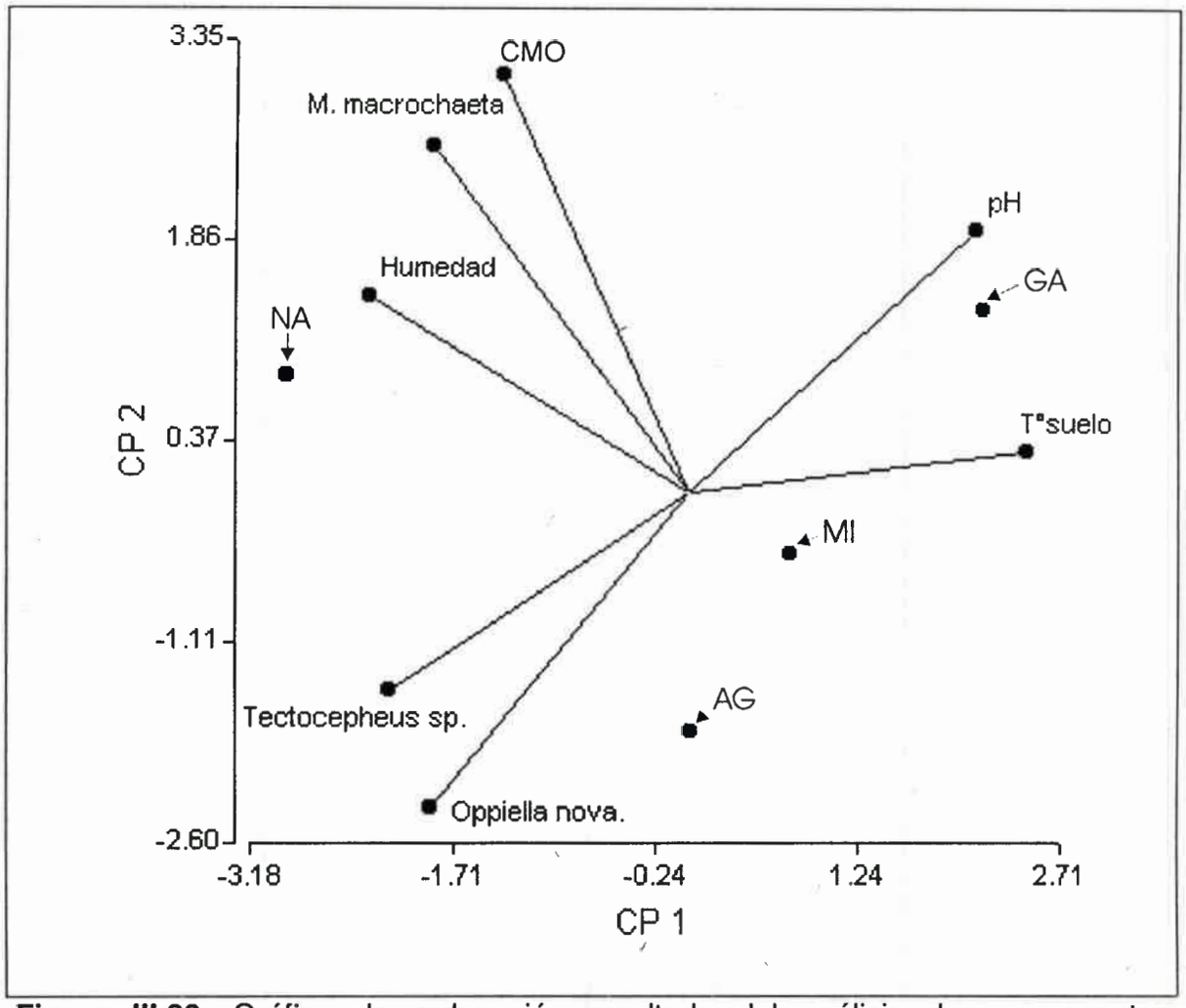


Figura III.80. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables fisicoquímicas y tres parámetros biológicos. Autovalores de los ejes: CP1: 65%; CP2: 28%.

Cuando se utilizaron en el análisis los parámetros *M. macrochaeta*/Collembola, *Tectocepheus*/ Oribatida y *O. nova*/Oribatida, los dos CP lograron discriminar entre el NA y el GA y entre éstos y los dos más degradados (Figura III.81). El ambiente GA se correlacionó negativamente con *Tectocepheus*/Oribatida y *O. nova*/Oribatida y el ambiente NA mostró una correlación positiva con la proporción *M. macrochaeta*/Collembola (Figura III.81).

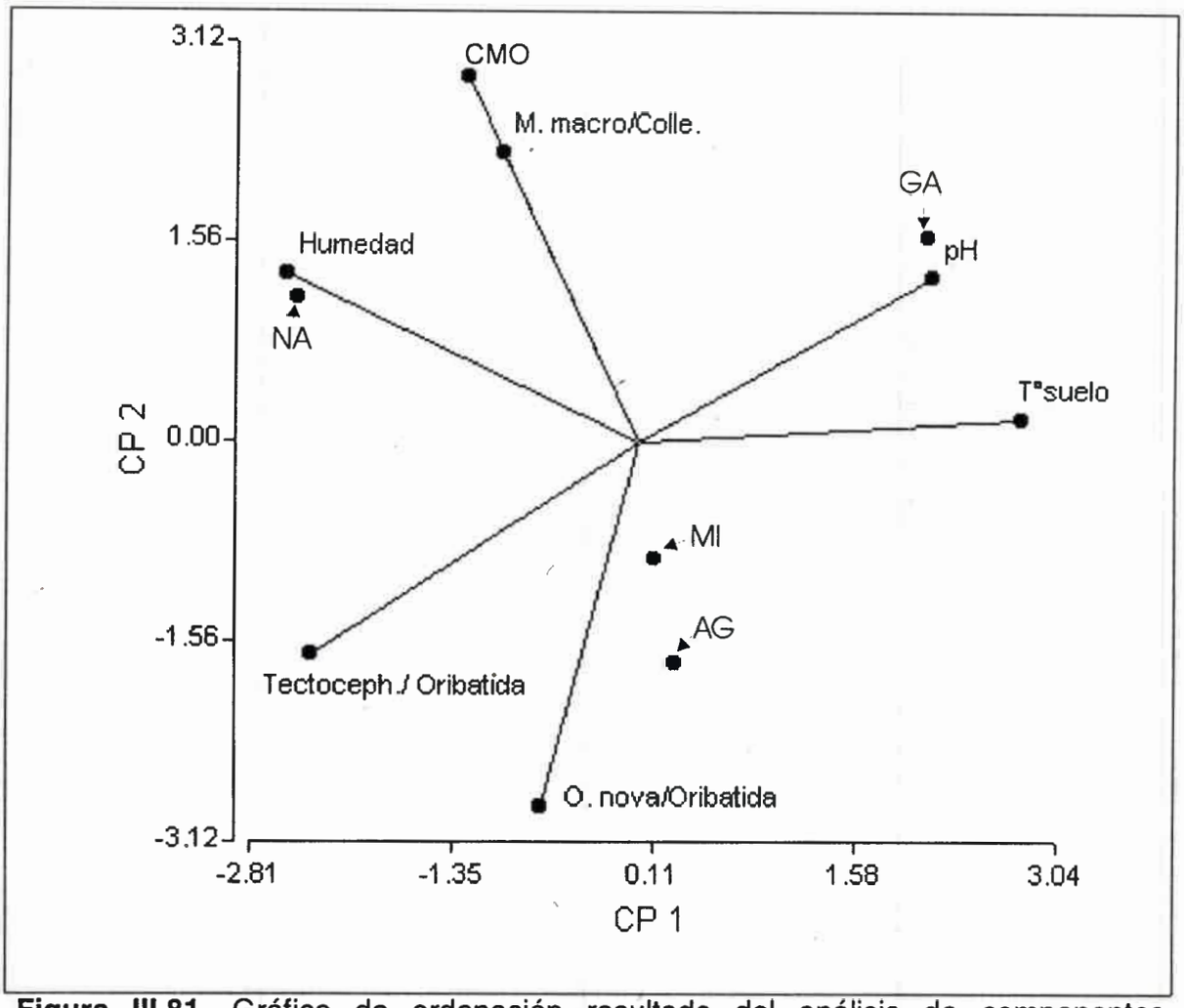


Figura III.81. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables fisicoquímicas y tres parámetros biológicos. Autovalores de los ejes: CP1: 51%; CP2: 36%.

Se analizaron los parámetros que presentaron una respuesta lineal negativa al incremento de la perturbación. La mayor parte de la variación de los datos explicada por el CP1 (76%) permitió diferenciar el ambiente NA del resto, mientras que mediante el CP2 (20%) se logró discriminar entre el ambiente GA y los demás. El ambiente NA estuvo correlacionado positivamente con los parámetros Oribatida/Prostigmata, Oribatida/(Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+Uropodina)/ (Astigmata+Prostigmata), Uropodina, Collembola y *M. macrochaeta* mientras que el ambiente GA se correlacionó

positivamente con Oribatida/ Astigmata. Los ambientes más degradados presentan una correlación negativa con la mayoría de los parámetros del presente análisis, lo que se evidenció en la disposición opuesta que presentaron en el gráfico del ACP (Figura III.82). El ambiente MI se correlacionó negativamente con Uropodina, Collembola y *M. macrochaeta* principalmente.

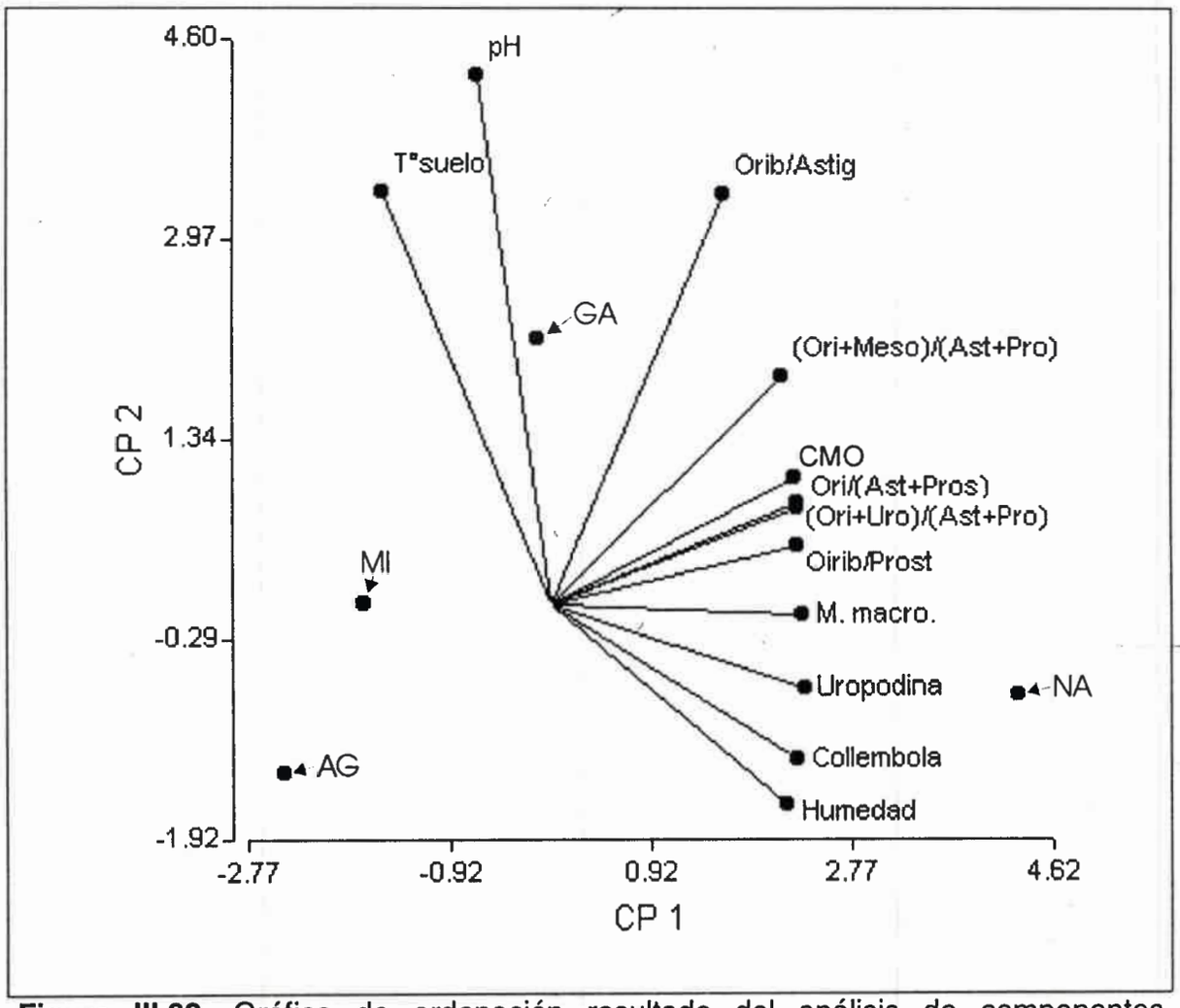


Figura III.82. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables fisicoquímicas y ocho parámetros biológicos. Autovalores de los ejes: CP1: 76%; CP2: 20%.

En el ACP basado en los datos de Rhodacaridae, Prostigmata, Astigmata, Acari, Oribatida, Mesostigmata el CP1 logró establecer diferencias entre el ambiente GA y los otros tres (Figura III.83). La información de los datos del CP2 (37%) puede ser interpretada como que caracteriza las áreas de acuerdo a la existencia de manejo del suelo, dado que discrimina al ambiente NA de los manejados por el hombre. Se observó una clara asociación positiva entre el ambiente GA y la densidad de Acari, Mesostigmata y Astigmata y negativa entre la densidad de Oribatida y Rhodacaridae con los dos ambientes con manejo agrícola (Figura III.83).

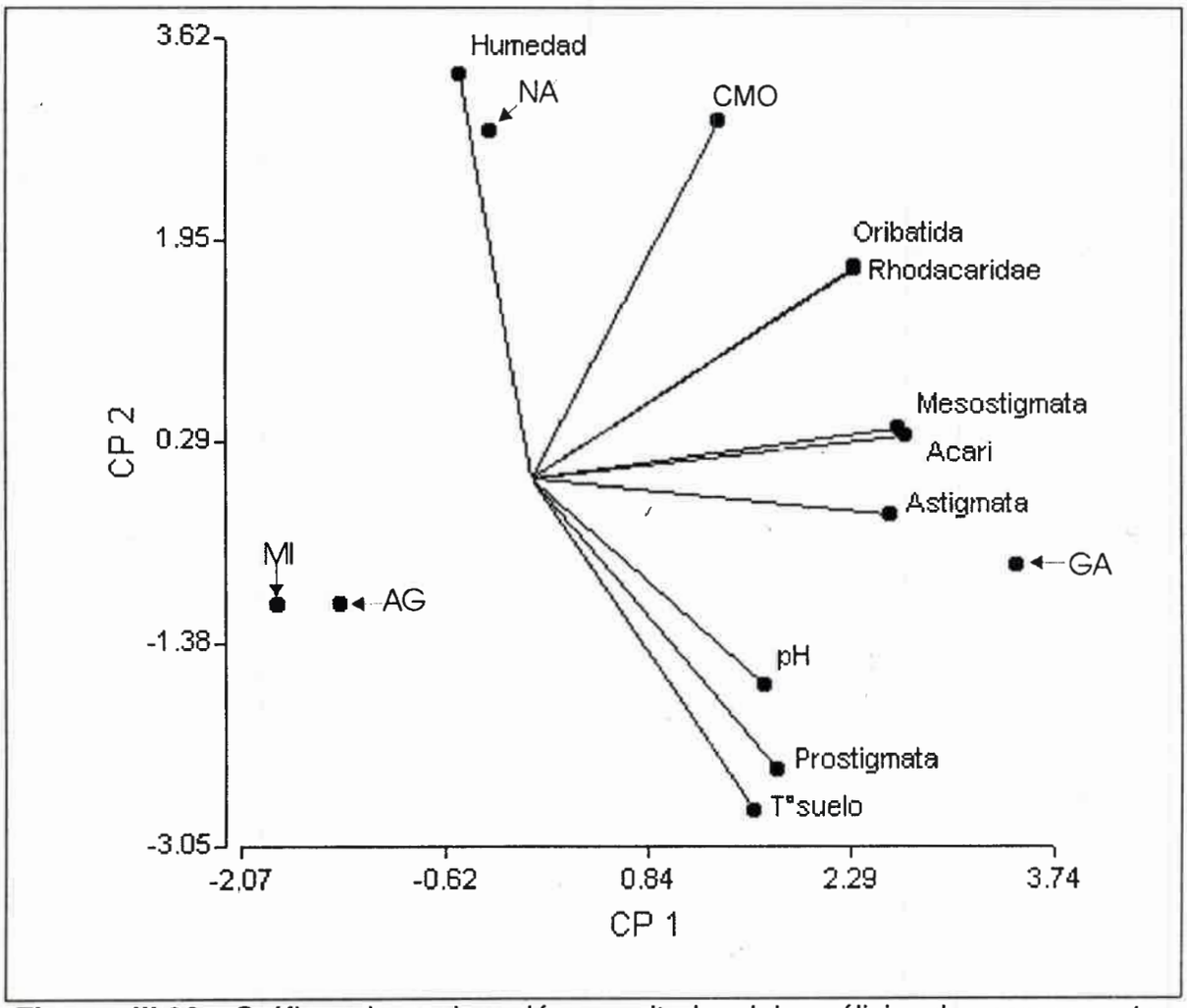


Figura III.83. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables fisicoquímicas y seis parámetros biológicos. Autovalores de los ejes: CP1: 58%; CP2: 37%.

En base a los datos de los parámetros *Tectocepheus*/Oribatida, Oppiidae, Oppiidae/Oribatida, *O. nova*/Oribatida y BTO/Oribatida se obtuvo que el CP1 discriminó entre el ambiente GA y el resto, y el CP2 entre los dos más degradados y el GA y NA (Figura III.84). Se asoció positivamente el ambiente NA con Oppiidae y los ambientes MI y AG con Oppiidae/Oribatida, *O. nova*/Oribatida y BTO/Oribatida. El ambiente GA presentó una correlación negativa con *Tectocepheus*/Oribatida y *Oppiella nova* (Figura III.84).

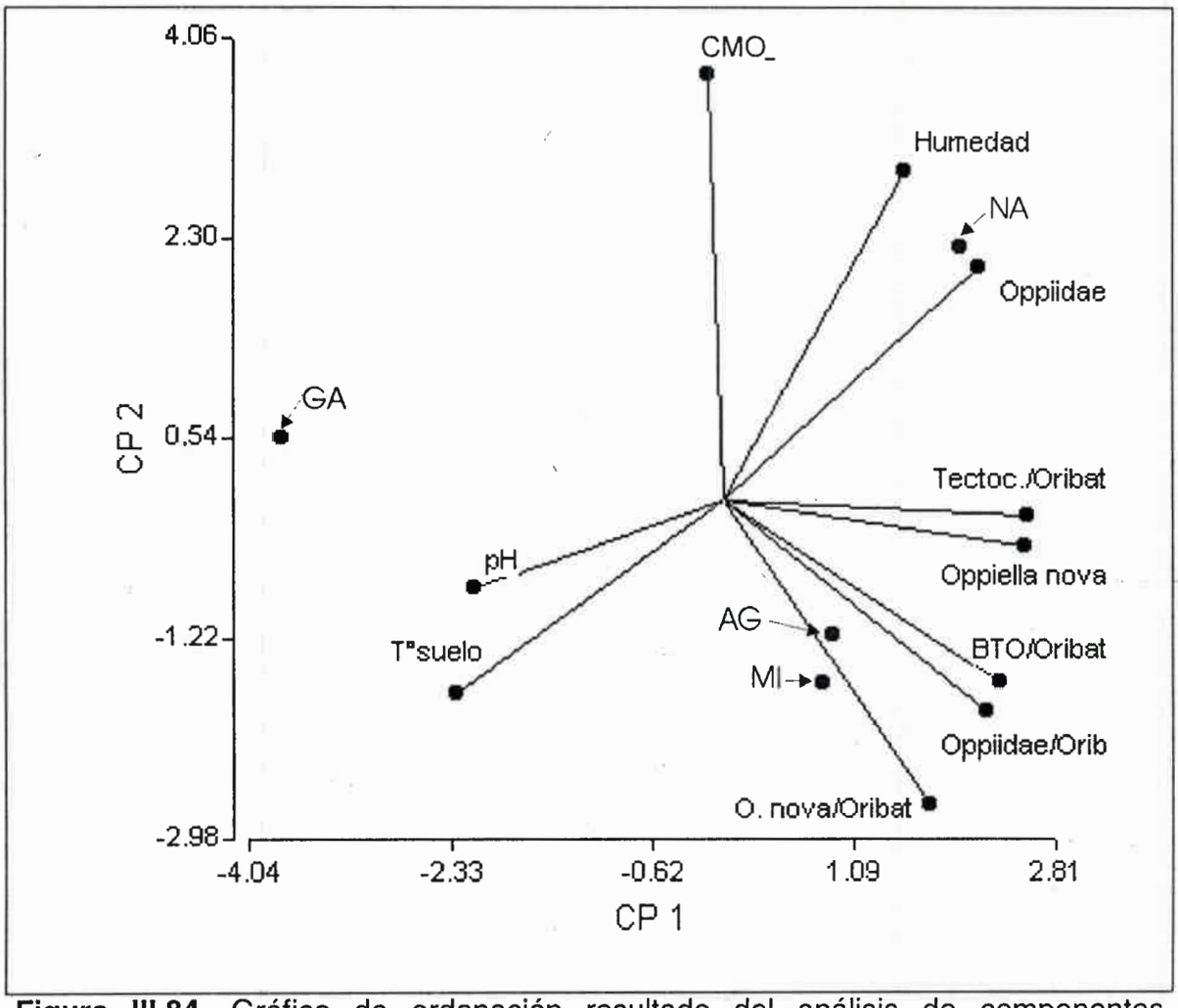


Figura III.84. Gráfico de ordenación resultado del análisis de componentes principales en base a cuatro variables fisicoquímicas y seis parámetros biológicos. Autovalores de los ejes: CP1: 65%; CP2: 31%.

CAPITULO IV. DISCUSION

1- SUELO

Los tres ambientes utilizados por el hombre con propósitos productivos evidenciaron en sus características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo el impacto de las actividades agrícola-ganaderas. El manejo agrícola tradicional (en el ambiente AG y el MI) produjo claramente una disminución del contenido de materia orgánica con respecto al GA y al NA, como producto del monocultivo prolongado, la utilización de prácticas agrícolas convencionales y la aplicación de agroquímicos. El pisoteo por parte del ganado en el GA produjo un aumento en la densidad aparente, evidente en los primeros muestreos.

Los ambientes NA y GA presentaron un elevado contenido de materia orgánica durante todo el año que superó, en algunos meses, los valores obtenidos por otros autores en suelos similares de la misma región (Cantú, 1998, Cantú *et al.*, 2001). Además el ambiente NA presentó durante la mayor parte del año un mayor porcentaje de humedad del suelo que los otros sitios, posiblemente relacionado con la mayor cobertura vegetal y la consecuente disminución de la pérdida de humedad por evapotranspiración y el aumento de la retención de agua. El pH y la densidad aparente no difirieron estadísticamente entre los cuatro ambientes. Los valores se encuentran en la categoría de pH neutro, con la excepción de algunos que son ligeramente ácidos (Natural Resources Conservation Service, USDA. 1999). Si bien el GA presentó la mayor densidad aparente, los valores medidos se encuentran dentro del rango normal para estos suelos y no impiden el crecimiento de los vegetales (Natural Resources Conservation Service, USDA. 1999).

Es interesante notar el efecto de la cobertura vegetal constante sobre la temperatura del suelo en el ambiente NA. La temperatura fue mayor que en los demás ambientes en el invierno y menor en los períodos de mayor temperatura ambiental. Esto generaría, desde el punto de vista térmico, condiciones más favorables para el desarrollo de la fauna durante mayor parte del año.

El uso de la tierra tiene gran importancia en el análisis de la degradación de los suelos de la región y por tanto es clave a la hora de valorar la capacidad de ciertos parámetros de la comunidad de mesofauna como indicadores de la calidad. En base a las características de uso del GA se considera que no se encuentra altamente degradado.

El AG es un caso típico de un suelo sometido a las prácticas agrícolas comúnmente utilizadas en la región (Cantú, 1998; Cantú *et al.*, 2001) como el monocultivo anual de especies vegetales que producen un decrecimiento en la calidad del suelo. La reciente implementación de algunas prácticas agrícolas menos agresivas para con el suelo y el ambiente por parte del productor respondió al gran deterioro del suelo que se evidenció desde el año 1997 aproximadamente. En ese año se produjo una marcada disminución en el rendimiento de los cultivos. Por ejemplo se cultivó el maíz de ese año y el girasol del ciclo posterior utilizando el sistema de siembra directa (sistema considerado teóricamente más conservacionista que la labranza convencional). Adicionalmente se decidió no pastorear el rastrojo de estas dos cosechas como un intento de favorecer la incorporación de materia orgánica al suelo. Por último, es importante considerar que a partir de abril de 2000 en este ambiente fue implantada una pastura de avena (*Avena sativa*) y melilotus (*Melilotus* sp.) que perduró hasta el final de este estudio. Esta decisión también obedeció a la percepción de la degradación del suelo por parte del dueño del establecimiento.

Todas estas últimas prácticas pueden haber influenciado en alguna medida sobre los resultados referidos a algunos grupos de la mesofauna del suelo, pero a pesar de ello, el suelo del AG es un suelo considerado muy degradado, con un muy bajo contenido de materia orgánica y de nutrientes. Además, presenta problemas de erosión hídrica y bajos rendimientos de los cultivos. Lo que disminuyó fue la intensidad de perturbaciones por parte del productor en comparación con otros ambientes agrícolas circundantes o con el mismo suelo unas temporadas anteriores.

En esta investigación se decidió trabajar en condiciones de campo al contrario de lo que ocurre en estudios similares, en los cuales se prefiere controlar la mayoría de las variables, generando condiciones similares a las de laboratorio. Pero los indicadores que se obtienen mediante ese procedimiento presentan mayores dificultades en su aplicación práctica, puesto que las condiciones a campo son diferentes a las que se utilizaron en los ensayos de donde éstos provienen. Por ello,

se prefirió realizar los muestreos en parcelas de campos donde las variables de manejo son definidas por los productores y las climáticas responden a las fluctuaciones naturales. Por ejemplo, en el GA, el propietario del establecimiento decidió sembrar maíz en el mes de enero de 2001. Si bien desde allí el sistema cambió y dejó de ser ganadero puro, el cambio resultó muy interesante pues permitió valorar los cambios en la densidad de los diferentes grupos y en indicadores relacionados con un cambio repentino de manejo de la tierra.

Considerando los manejos aplicados y las características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo se evidencia un gradiente de degradación de suelo desde el ambiente AG y el MI (que son los más degradados) hacia el GA y finalmente el NA, que representa el ambiente con un suelo de calidad superior, con menor degradación.

2. FAUNA

2.1. Densidades poblacionales

2.1.1. Total de microartrópodos

Los valores de densidad observados se encuentran dentro de los valores ya informados para suelos similares. El valor máximo (67.885 ind/m^2 en el NA, en octubre de 1999) se aproxima a los 61.699 ind/m^2 calculados por Bedano & Cantú (2003) para un suelo natural similar ubicado a pocos km. de distancia de la zona de estudio.

El promedio de densidad en los ambientes NA y GA fue de 17.765 y 17.263 ind/m^2 respectivamente, valores similares a los publicados por numerosos autores para suelos de ambientes naturales. Hermosilla & Rubio (1974) recolectaron en un suelo similar al de La Colacha en la provincia de Buenos Aires 40.775 ind/m^2 en campos con pasturas naturales, 19.821 ind/m^2 en un campo con vegetación natural con la aplicación de una rastra anual y 4.531 ind/m^2 en una pastura permanente dedicada a la ganadería. Adejuyigbe *et al.* (1999) recolectaron 14.442 ind/m^2 en un campo de rebrote natural en Nigeria; Loranger *et al.* (1998) 26,640 ind/m^2 en una pastura antigua y 10,010 ind/m^2 en una pastura reciente (4 años) en Martinica y Davis (1963) 21.350 ind/m^2 en un pastizal de Inglaterra.

Curry & Momen (1988) observaron valores algo superiores en Irlanda, con 56.343 ind/m^2 para una pastura de seis años no manejada y 48.496 ind/m^2 en el margen del mismo campo.

Pero otros autores han informado densidades de microartrópodos muy superiores a las mencionadas, que alcanzan valores de 100.000 ind/m^2 en el borde de un potrero y 52.712 ind/m^2 dentro del mismo en un ambiente ganadero de baja entrada de insumos (Hermosilla *et al.*, 1977) en un molisol de la pampa deprimida de la provincia de Buenos Aires. Siepel (1996b) recolectó 66.000 ind/m^2 en un pastizal similar en Holanda, y Curry (1969) 213.304 microartrópodos por m^2 en un pastizal irlandés de doscientos años pastoreado (en descanso por los últimos tres años).

El número de microartrópodos en promedio bianual fue superior en los ambientes menos alterados por la actividad agrícola humana. En los más degradados de La Colacha, el promedio de densidad de microartrópodos de los dos años fue de aproximadamente 10.000 ind/m^2, densidades similares a los 7.710 ind/m^2

recolectados por Loranger *et al.* (1998) en un ambiente agrícola con manejo intensivo, pero superiores a los 4.934 ind/m^2 informados por Adejuyigbe *et al.* (1999) en un cultivo continuo de maíz y mandioca en Nigeria. Por otro lado Siepel (1996b) en un pastizal de alto ingreso de energía y materia en Holanda recolectó 33.000 microartrópodos por m^2, mientras que Franklin *et al.* (2001) en dos agroecosistemas de policultivo en Brasil hallaron 31.471 y 19.817 ind/m^2.

Solamente en el muestreo de agosto de 1999 la densidad de microartrópodos fue superior en los ambientes más degradados, cuando el AG superó al resto. En los meses restantes las máximas densidades de microartrópodos se contabilizaron en los ambientes menos impactados, en el NA en tres casos, en el GA en cuatro, en dos meses en los dos ambientes conjuntamente y en dos ocasiones no hubo diferencias entre los suelos. Si bien los efectos de los manejos sobre la fauna del suelo son difíciles de separar unos de otros (Bardgett & Cook, 1998) estos resultados concuerdan con lo señalado por numerosos autores que en los ambientes naturales o menos degradados la densidad de microartrópodos es máxima y se reduce a medida que se incrementa la entrada de energía y materia al sistema (Franz, 1942; Hendrix *et al.*, 1986; Elliott *et al.*, 1988; Lavelle *et al.*, 1992; Stork & Eggleton, 1992; Reddy *et al.*, 1994; Cancela da Fonseca & Sarkar, 1998; Loranger *et al.*, 1998; Neave & Fox, 1998; Adejuyigbe *et al.*, 1999; Bandyopadhyaya *et al.*, 2002).

En general cuando se cultiva el suelo, disminuye considerablemente la diversidad y abundancia de la fauna de microartrópodos edáficos (Raw, 1971). El número de microartrópodos en suelos de cultivo decrece en parte debido a la destrucción del horizonte superficial, la exposición a la desecación, la destrucción de los microhábitat, el decrecimiento de la calidad y cantidad de entrada de restos vegetales, la intensidad del uso de pesticidas y la dificultad de contar con recursos alimentarios suficientes (Hulsman & Wolters, 1998; Loranger *et al.*, 1998; Neave & Fox, 1998; Fox *et al.*, 1999). Los sistemas agrícolas convencionales como los de La Colacha se caracterizan por perturbaciones frecuentes y repetidas, a menudo dentro del ciclo de vida de algunos organismos edáficos y por una "limpieza" de la superficie del suelo, particularmente entre la cosecha y la implantación del nuevo cultivo (Koehler, 1999).

En esta investigación pudo corroborarse claramente una caída en la densidad de población de microartrópodos, producto del laboreo del suelo en el GA cuando, tras la aplicación de estas practicas en el mes de diciembre de 2000, la densidad de microartrópodos se vio considerablemente reducida. Lo mismo ocurrió en el MI y AG cuando fueron laboreados intensivamente en octubre y noviembre de 1999. Los resultados observados en este trabajo pueden ser explicados por la labranza, que se sabe que provoca un decrecimiento en las abundancias de microartrópodos (Sabatini, 1997; Neher, 1999). Ghilarov (1975) señala que la disminución en la densidad de la fauna del suelo posteriormente al cultivo resulta por una caída en el contenido de materia orgánica luego de un período de actividad biológica intensa. Además se sabe que el cultivo incrementa la compactación del suelo lo que puede tener un efecto negativo en las poblaciones de microartrópodos (Schrader, 1997). Adejuyigbe *et al.* (1999) observaron que bajo cultivos continuos, los factores microclimáticos fueron desfavorables para los microartrópodos del suelo. Los bajos contenidos de agua en el suelo, altas temperaturas y radiación incidente, producto de la reducción de la cobertura. Esa reducción en las densidades de fauna ha sido observada por otros autores inmediatamente después del cultivo (Tischler, 1955; Cancela da Fonseca & Sarkar, 1998) que han señalado que las prácticas agrícolas tales como el arado y la rastra generalmente disminuyen la abundancia de los animales del suelo (Ghilarov, 1975; Edwards, 1977; Andren & Lagerlof, 1983). Ya desde mediados del siglo veinte se reportó la drástica disminución de la fauna del suelo en campos cultivados en comparación con suelos no cultivados (Franz, 1942).

Sin embargo Moore *et al.* (1984) han notado que la literatura sobre los efectos del cultivo en los microartrópodos del suelo es a menudo contradictoria y que en parte esto puede resultar por la diversidad de los métodos de cultivo. Por ejemplo en agroecosistemas de Brasil, contrariamente a lo esperado, las mayores densidades correspondieron a los sistemas antropogénicos de policultivos y no a un bosque natural (Franklin *et al.*, 2001).

En el AG se observó un pequeño pico poblacional en invierno 2000, que pudo estar asociado a la siembra de avena y melilotus y el efecto positivo que este cultivo puede tener en algunos grupos de microartrópodos (Alejnikova & Utrobina, 1975; Lagerlog & Andren, 1991). En este ambiente se produjeron máximos poblacionales

en otoño que concuerdan con lo señalado por Davis (1963) quien indicó que el patrón de variación estacional global generalmente reconocido para los suelos de pastizales es con un máximo en otoño.

2.1.1.1. Acari

El promedio de densidad de ácaros en el NA fue de 6,911 ind/m^2, valor muy inferior a lo reportado por Bedano & Cantú (2003, 36.254 ind/m^2) en un suelo de la cuenca de El Bañado, provincia de Córdoba. Este último valor se asemeja a la máxima densidad de Acari, 31.725 ind/m^2, hallada en octubre de 1999 en el NA en este trabajo.

Los valores promedio y máximos recolectados coinciden con los datos bibliográficos que señalan que se han encontrado 15.013 ácaros por m^2 en un suelo sin cultivo en Alemania (Hulsmann & Wolters, 1998), 11.959 ind/m^2 en un matorral de rebrote natural en Nigeria (Adejuyigbe *et al.*, 1999), 11.048 ind/m^2 (promedio bianual) en ambientes no cultivados en la India (Sanyal, 1990), 10.800 ind/m^2 en un pastizal en Inglaterra (Davis, 1963), 21.600 ind/m^2 en un pastizal antiguo en Irlanda (Bolger & Curry, 1980), 35.961 ind/m^2 en un ambiente natural pastoreado y 16.423 ind/m^2 en el mismo ambiente con la aplicación de una rastra anual (Hermosilla & Rubio, 1974) y 41.028 ind/m^2 en el margen de un campo en Irlanda (Curry & Momen, 1988).

Pero en ambientes similares se han reportado densidades de ácaros muy elevadas en comparación con las locales. Hermosilla *et al.* (1977) informaron una abundancia de 87.912 ind/m^2 para un suelo similar al de la presente investigación y Bolger & Curry (1984) 93.967 ind/m^2 en una pastura de quince años en Kilmore, Irlanda.

La mínima densidad de ácaros en el NA fue 1.294 ind/m^2, evaluada en junio de 2001. Estos valores coinciden con la densidad de ácaros informada por algunos autores para suelos naturales. Ford (1935) en un suelo de pradera recolectó 1.840 ácaros por m^2 y Bolger & Curry (1984) en un ambiente control bajo pastura en Johnstown, 3.080 ind/m^2. Densidades similares han sido citadas para suelos desérticos en EE.UU. (Wallwork, 1972, 1.420 ind/m^2) donde las altas temperaturas y la escasez de humedad son claras limitantes para la fauna del suelo.

En el GA se recolectaron en promedio 10,488 ind/m^2. En ambientes ganaderos muy similares en la provincia de Buenos Aires, Hermosilla & Rubio (1974) contabilizaron aproximadamente 20.000 ind/m^2 en un pastizal con intersiembra de trébol y 3.964 ind/m^2 en una pastura permanente. Por su parte Loranger *et al.* (1998) en una pastura de cuatro años recolectaron 7.850 ind/m^2 y en una pastura más antigua 22.480 ind/m^2.

Curry & Momen (1988) reportaron 30.456 ind/m^2 en un pastura de seis años no manejada, 17.208 ind/m^2 en el mismo ambiente pero con cortes periódicos, 14.538 ind/m^2 en un pastura de cinco años con pastoreo y 66.274 ind/m^2 en un pastura de dos años cortada regularmente. Densidades elevadas similares a las de este último ambiente fueron informadas por Hermosilla *et al.* (1977) en un campo ganadero de la pampa deprimida de Buenos Aires (61.600 ind/m^2).
Pero, confirmando la gran variación existente en las densidades de estos artrópodos en ambientes similares, Curry (1969) recolectó en un pastizal de doscientos años pastoreado por ovejas y vacas 106.120 ácaros por m^2 y Salt *et al.* (1948) 234.000 ind/m^2 en una pastura.

El promedio de densidad de ácaros de los dos años en el MI fue de 4,373 ind/m^2 y en el AG 4,989 ind/m^2. Valores similares fueron reportados por otros autores en suelos agrícolas. Adejuyigbe *et al.* (1999) recolectaron 4.210 ind/m^2 en un cultivo continuo de maíz y mandioca, Sanyal (1996) 6.283 ind/m^2 en una plantación de banana y 4.637 ind/m^2 en un cultivo de guayabo (*Psidium guajava*) en un suelo aluvial de la India, Loranger *et al.* (1998) 6.540 ind/m^2 en un ambiente agrícola intensivo en Martinica y Sanyal (1990) 7.969 ind/m^2 de promedio bianual en ambientes cultivados con arroz y pimiento en la India. Bastante superiores resultan los 29.094 y 17.736 ind/m^2 recolectados en agroecosistemas de policultivo en Brasil (Franklin *et al.*, 2001).

En ecosistemas de bosques canadienses se han reportado densidades de Acari cercanas a los 200.000 ind/m^2 (Biological Survey of Canada, 1982), en bosques de Martinique 30.410 ind/m^2 (Loranger *et al.*, 1998) y en un bosque de Brasil 16.481 ind/m^2 (Franklin *et al.*, 2001).

Al igual que ocurrió con la densidad total de microartrópodos, las poblaciones de ácaros en total generalmente decrecieron con el cultivo más a menudo de lo que se incrementaron. Entre los promedios bianuales de densidad de ácaros en los cuatro ambientes locales se evidencian diferencias en ese sentido. Los dos ambientes manejados más intensivamente por el hombre presentaron claramente menor densidad que el GA y que el NA.

Otros autores han señalado la reducción de la densidad total de Acari en suelos bajo cultivos con respecto a la densidad de ambientes control (Sheals, 1956; Edwards & Lofty, 1969 y 1975; Shaddy & Butcher, 1977; Sanyal, 1990; Hulsmann & Wolters, 1998; Adejuyigbe *et al.*, 1999).

Norton & Sillman (1985) señalaron que la probable causa de las disminuciones observadas es la producción de microclimas inestables en los suelos con intervención antrópica. Los ácaros del suelo están generalmente adaptados a vivir en un ambiente físico altamente estructurado, espacialmente heterogéneo con un microclima relativamente estable. El cultivo altera esta situación, haciendo al suelo más homogéneo y al microclima inestable.

Es evidente que aunque en los ambientes de La Colacha existieron, en la densidad de este taxon, diferencias entre los ambientes, no se mantuvieron durante los dos años de muestreo. Posiblemente esto se relaciona a que los distintos grupos de ácaros tienen rasgos de historia de vida diferentes entre si. Los distintos grupos taxonómicos de ácaros parecieran responder de diferente manera a las perturbaciones relacionadas al cultivo. Esto explica ciertas variaciones observadas en las respuestas de la densidad total de ácaros a las prácticas agrícolas (Beckmann, 1988; Skubala, 1995; Wardle, 1995; Hulsmann & Wolters, 1998; Behan-Pelletier, 1999; Kladivko, 2001).

Hulsmann & Wolters (1998) han demostrado que aunque el efecto del cultivo es diferente para los distintos taxones dentro de Acari, el efecto inmediato del cultivo en los ácaros en conjunto, es negativo. Acordando con Petersen & Luxton (1982) y Wallwork (1976) el efecto general del cultivo sobre los microartrópodos pareciera ser adverso.

La mayor densidad de ácaros observada en el GA con respecto al NA, representa un patrón de variación interesante que ya fue señalado por otros autores y que será discutido con detenimiento más adelante.

En el NA en los picos de máxima densidad guardan relación con los períodos en donde las condiciones térmicas e hídricas del suelo fueron optimas. En el GA los valores más elevados de la primavera de 2000 también se relacionan con las condiciones microambientales favorables. Luego de que en diciembre de 2000 se

observó la máxima densidad, ésta decreció bruscamente hasta valores menores en abril de 2001, asociada al laboreo agrícola de ese ambiente a fin de diciembre de 2000. En el MI, posteriormente a febrero de 2001, el suelo fue trabajado mediante el arado múltiple y de rejas, lo que provocó un decrecimiento en la densidad de ácaros hasta valores mínimos en abril de 2001. En el AG el decrecimiento de la densidad hacia fin del verano de 2000 se asocia al laboreo del suelo en octubre y noviembre de 1999 y a un incremento en la temperatura del suelo en un sustrato con escasa cobertura. El considerable aumento de densidad en el invierno de 2000 se relaciona posiblemente a la siembra de una pastura de avena y melilotus llevada a cabo en abril y el efecto positivo que este cultivo tiene sobre esos grupos de ácaros. Las diferencias en la variación estacional de la densidad de ácaros y en los momentos de máximos y mínimos entre los ambientes manejados por el hombre y el NA ya fueron reportadas por Sanyal (1990) en agroecosistemas de la India. En ese estudio la población de Acari fue máxima en mayo y mínima en agosto en el suelo cultivado y por el contrario en el suelo no cultivado el máximo fue en agosto y el mínimo en mayo.

2.1.1.1.1. Oribatida

La densidad fue muy similar entre los ambientes menos perturbados. En el NA el promedio de los dos años fue 2.536 ind/m^2 y en el GA fue 2.794 ind/m^2. Ambos valores son escasos comparados con los obtenidos en suelos naturales similares en la región por Bedano & Cantú (2003) quienes informaron una densidad promedio de la estación seca y húmeda de 20.817 ind/m^2. En otra situación similar, en la provincia de Bs. As., Hermosilla *et al.* (1977) recolectaron 59.488 oribátidos por m^2 en un suelo natural y 27.808 ind/m^2 en un ambiente ganadero de baja entrada de insumos.

Pero los valores medidos en la presente investigación son similares a los reportados por Hermosilla & Rubio (1974) en un trabajo realizado en la provincia de Buenos Aires en campos dedicados a la ganadería, con un suelo de características similares al local. Allí se recolectaron 3.964 ind/m^2 en un sitio con pastizal natural (pastoreado), 3.681 ind/m^2 en el mismo ambiente pero con una pasada anual de una rastra y 1.699 ind/m^2 en una pastura permanente. Además, otros investigadores han

reportado valores que se asemejan a los recolectados en el presente estudio. Sanyal (1991) halló en un suelo no alterado en la India 2.480 ind/m^2, Davis (1963) 4.460 ind/m^2 en un pastizal de Inglaterra y Curry & Momen (1988) 1.708 ind/m^2 en una pastura de seis años no manejada y 2.008 ind/m^2 en un pastura de seis años cortada periódicamente. Pero estos últimos autores recolectaron en el mismo estudio sólo 402 ind/m^2 en otra pastura con cinco años de pastoreo.

En otros estudios de ácaros oribátidos se recolectaron densidades elevadas de estos organismos en suelos naturales. Los reportes indican valores que van desde 6.179 ind/m^2 (Hulsmann & Wolters, 1998), 7.218 ind/m^2 (Adejuyigbe *et al.*, 1999), 6.503 ind/m^2 (Sanyal, 1990) pasando por intermedios de 10.389 (Salt *et al.*, 1948) y 19.414 ind/m^2 (Sheals, 1957) hasta densidades que alcanzan los 42.120 ind/m^2 (Curry, 1969). Con estas magnitudes se relaciona la máxima densidad de oribátidos recolectadas en La Colacha (15.831 ind/m^2) en octubre de 1999 en el NA.

De igual manera que en los ambientes menos alterados, en los dos ambientes más degradados los promedios de la densidades de oribátidos fueron similares entre si. El promedio bianual en el MI fue 603 ind/m^2 y en el AG 937 ind/m^2. Estos valores son muy inferiores a los reportados por otros autores para suelos de cultivo. Los valores van desde 1.163 ind/m^2 (Sanyal, 1991), 2.569 ind/m^2 (Adejuyigbe *et al.*, 1999), 4.633 ind/m^2 (Sanyal, 1990) hasta 12.721 y 23.370 ind/m^2 (Franklin *et al.*, 2001).

En suelos de ecosistemas boscosos se han observado densidades de oribátidos de 21.884 ind/m^2 en un bosque mixto sobre un suelo rojo en Australia (Osler & Beattie, 1999) y 10.398 ind/m^2 en un bosque en Brasil (Franklin *et al.*, 2001).

Considerando los valores promedio bianuales queda claro el efecto negativo del cultivo sobre los oribátidos que numerosos autores han apuntado (Haarlov, 1960; Curry, 1969; Ghilarov, 1975; Wallwork, 1976; Norton & Sillman, 1985; Curry & Momen, 1988; Cancela da Fonseca & Sarkar, 1998; Hulsmann & Wolters, 1998; Behan-Pelletier, 1999).

En todos los meses las máximas densidades se observaron en el NA o GA, que superaron a las de los dos más degradados. Aunque la densidad poblacional de este grupo presentó una gran variación temporal en los cuatro ambientes.
El pico de densidad de oribátidos en el NA en diciembre de 2000 coincidió con condiciones de humedad y temperatura del suelo favorables para la fauna del suelo. Las condiciones de estos dos parámetros que se consideran óptimas para la mayoría de los microartrópodos son aquellas que le permiten a los organismos disponer de la humedad necesaria para su desarrollo (Joosse, 1970; Athias, 1975; Verhoef & Van Selm, 1983; Badejo *et al.*, 1998; Bandyopadhyaya *et al.*, 2002). El pico de primavera de 2000 del GA se relaciona, al igual que en el NA, con las condiciones óptimas de temperatura y humedad del suelo. En el MI se presentó una variación temporal muy similar a la del NA. El pico más elevado de junio de 2001, se produjo luego de la siembra de avena y trébol en los primeros días de abril. En AG la labranza de noviembre de 1999 produjo un decrecimiento de la densidad luego del pico de agosto de 1999. Luego el pico de junio de 2000 se asoció al crecimiento de la avena y melilotus.

Los menores valores de densidad en los cuatro ambientes en los veranos de 2000 y 2001 en los ambientes MI y AG concuerdan con lo reportado por Wallwork (1972). Este autor señaló que, en general, las poblaciones de oribátidos son mayores durante los meses de otoño e invierno y menores durante el verano en los hábitats europeos y norteamericanos. En su trabajo indicó que el máximo de otoño e invierno se produce intensamente con la aparición de los estadios larvales y protoninfales; los adultos son generalmente más abundantes a finales del verano y principios de otoño cuando se realiza la postura de huevos.

En el NA las fluctuaciones en el tiempo se relacionaron principalmente con los factores ambientales mientras que en el AG estas variaciones parecieran estar mayormente ligadas a la influencia de los manejos antrópicos aplicados al sistema. En el trabajo de Sanyal (1990) se sugirió que las variaciones mensuales observadas en la densidad de oribátidos fue diferente, y en casos opuesta, en el ambiente cultivado con respecto al natural de referencia.

2.1.1.1.2. Mesostigmata

El promedio bianual en el NA fue de 2,813 ind/m^2. En este ambiente se calculó la mayor y menor densidad de este grupo en todos los muestreos. La máxima se recolectó en diciembre de 2000 (9.443 ind/m^2) y la mínima en el mes de junio de 2001 (233 ind/m^2). La tendencia a menores densidades en los meses más secos y fríos, y mayores cuando las condiciones de temperatura y humedad fueron favorables se relacionan con lo informado por Bedano & Cantú (2003) para un suelo similar. Allí se obtuvo una variación en ese sentido, pero con valores muy superiores, 4.456 ind/m^2 en noviembre y 19.480 ind/m^2 en marzo. El promedio de ese trabajo (11.968 ind/m^2) también fue muy superior al de La Colacha. Pero el valor local coincide con los reportados por varios autores. En Argentina se midieron densidades de 2.265 ind/m^2 y 4.531 ind/m^2 en suelos similares (Hermosilla & Rubio, 1974). Adejuyigbe *et al.* (1999) informó una abundancia de 3.525 ind/m^2, Sanyal (1990) 4.229 ind/m^2 y Davis (1963) 3.740 ind/m^2.

En una amplia revisión de los ácaros mesostigmátidos, Koehler (1999) indica que las densidades de estos organismos en ambientes naturales, en suelos con abundante material orgánico rondan aproximadamente los 10.000 ind/m^2. A ese valor se asemeja el valor máximo recolectado en el NA de la presente investigación. Dentro del rango de variación entre el máximo y mínimo se han reportado densidades de diferentes partes del mundo. Hulsmann & Wolters (1998) recolectaron en Alemania una abundancia media de mesostigmatas de 6.321 ind/m^2, Hermosilla *et al.* (1977) en un molisol de la pampa deprimida de Buenos Aires 9.592 ind/m^2 y Curry & Momen (1988) en el margen de un campo agrícola 7.965 ind/m^2.

En el GA el promedio de los dos años de medición superó al del NA. Se obtuvo un promedio de 4.518 ind/m^2, que es similar a la densidad reportada por Hermosilla *et al.* (1977) para dos potreros con manejo ganadero (5.544 y 4.928 ind/m^2). En otro ambiente similar, un pastizal con intersiembra de trébol, se obtuvo una densidad de mesostigmatas de 5.097 ind/m^2, pero para una pastura permanente aledaña sólo 283 ind/m^2 (Hermosilla & Rubio, 1974). Pero los datos de la bibliografía son muy variados. Sheals (1957) recolectó 8.840 mesostigmatas por m^2 en un pastizal antiguo, y Salt *et al.* (1948) 56.394 ind/m^2 en una pastura.

Los ambientes más degradados presentaron densidades promedio de mesostigmatas inferiores, el MI 1.866 ind/m^2 y el AG 1.466 ind/m^2. Estos valores se asemejan a los informados por Adejuyigbe *et al.* (1999) para un cultivo continuo de maíz y mandioca en Nigeria, quien halló 1.174 ind/m^2. Sanyal (1990) en un sitio cultivado con arroz y pimiento en la India informó un promedio bianual de 3.103 mesostigmatas por m^2 de suelo.
Las densidades de estos ácaros en agroecosistemas no difieren en gran medida de las de los ecosistemas naturales boscosos. Se han reportado densidades de 1.506 ind/m^2 (Luptacik, 1999), 3.133 ind/m^2 (Osler & Beattie, 1999) y 1.250 y 1.716 ind/m^2 (Szymkowiak, 1998).

En general, la densidad agrupada de los ácaros mesostigmátidos en los horizontes orgánicos del suelo es afectada negativamente por las perturbaciones (Sheals, 1956; Edwards & Lofty, 1969; Moore *et al.*, 1984; Norton & Sillman, 1985; Koehler, 1999) tal como fue observado en la presente investigación.
Koehler (1999) señaló que las tendencias generales de reducción en la abundancia a causa del cultivo intensivo observadas para la fauna del suelo es aplicable a los Mesostigmata. En un estudio de tres años El Titi (1984) encontró que la acción de arar del suelo tiene un efecto muy negativo en la abundancia y riqueza específica de estos ácaros. En un estudio posterior El Titi & Ipach (1989) señalaron como el factor clave responsable de estas diferencias a la labranza del suelo.

En el GA luego del verano de 2001 la abundancia descendió bruscamente cuando el suelo fue laboreado. En el MI el laboreo de febrero de 2001 también produjo un marcado descenso de la densidad.

2.1.1.1.3. Prostigmata

El promedio de la densidad de este grupo en el NA fue de 1.360 ind/m^2 con un máximo de 6.536 ind/m^2 en octubre de 1999 y un mínimo de 106 ind/m^2 en febrero/00. Estos resultados coinciden en gran medida con lo reportado por Bedano & Cantú (2003) en un Argiudol típico en la provincia de Córdoba. En ese trabajo, se

valoró para un suelo natural un promedio de 1.750 ind/m^2 con un mínimo de 191 ind/m^2 y un máximo de 3.310 ind/m^2.

En la bibliografía se puede encontrar una gran variación en los datos de densidad de prostigmatas en ambientes naturales, que oscila entre 200 y 95.000 ind/m^2.

Los valores menores fueron reportados por Sanyal (1990, 234 ind/m^2), Wallwork (1972, 245 ind/m^2), Sheals (1957, 374 ind/m^2), Davis (1963, 910 ind/m^2), Luxton (1967a y b, 920 Ind/m^2), Macfayden (1952, 1.100 Ind/m^2), Adejuyigbe *et al.* (1999, 1.216 ind/m^2) y Block (1965, 1.400 ind/m^2). Las abundancias intermedias han sido informadas por Curry & Momen (1988, 2.562 ind/m^2), Weis-Fogh (1948, 5.700 ind/m^2), Hermosilla *et al.* (1977, 14.344 ind/m^2), Adams (1971, 14.300 ind/m^2), que aumentaron en los trabajos de Hermosilla & Rubio (1974, 28.882 ind/m^2) y Curry (1969, 32.800 ind/m^2). Los valores de densidad más elevados fueron reportados por Persson & Lohm (1977, 50.500 ind/m^2), Wood (1967, 75.000 ind/m^2) y Leetham & Milchunas (1985, 95.000 ind/m^2).

El promedio del GA alcanzó un valor de 2.704 ind/m^2, similar a los 3.679, 2.792, 2.349 y 4.507 ind/m^2 recolectados por Curry & Momen (1988) en suelos ganaderos con diferentes variaciones en el manejo, y a las densidades reportadas por Hermosilla & Rubio (1974) quienes colectaron en campos ganaderos similares al de la presente investigación 1.699 ind/m^2.

En situaciones muy similares a esta última Hermosilla *et al.* (1977) hallaron en un suelo ganadero de baja entrada de insumos 6.512 ind/m^2 y en un suelo con una utilización alta de insumos 21.648 ind/m^2.

En los ambientes de mayor influencia de las actividades antrópicas se obtuvieron promedios similares entre sí, con 1.837 ind/m^2 en el MI y 2.329 ind/m^2 en el AG. En trabajos publicados sobre suelos con manejos agropecuarios también se evidencia una amplia variación de las densidades de estos organismos. En dos trabajos se recolectaron abundancias muy bajas, 467 ind/m^2 bajo cultivo continuo de maíz y mandioca (Adejuyigbe *et al.*, 1999) y 276 ind/m^2 un sitio cultivado con arroz y pimiento (Sanyal, 1990). En el trabajo de

Singh & Pillai (1975) en la India en un campo de bananas se recolectaron 4.120 ind/m^2, en un campo de Citrus 10.200 ind/m^2, en un campo en barbecho 10.300 ind/m^2 y en un campo de cultivo de forrajes 10.700 ind/m^2.

Los prostigmatas son un grupo heterogéneo en cuanto a los rasgos de historia de vida (Kethley, 1990) y por tanto los diferentes especies o grupos de estas son afectadas por los manejos agrícolas en forma diferencial.
Norton & Sillman (1985) señalan que estudios pasados han demostrado una respuesta negativa de las densidades de prostigmatas en total inmediatamente después de una perturbación física del suelo (por ej. Edwards & Lofty, 1969; Moore *et al.*, 1984). Esto puede estar seguido por una respuesta positiva temporal (por uno o dos meses) causada primariamente por un rápido incremento en la densidad de algunas familias (Loring *et al.*, 1981; Norton & Sillman, 1985).
Pero como grupo, los prostigmatas son organismos tipo r-estrategas (Walllwork, 1980) y colonizan tierras recientemente recuperadas en pocos meses (Beckmann, 1988; Skubala, 1995). Loots & Ryke (1967) y Kethley (1990) observaron que en suelos con bajo contenido de materia orgánica como los suelos agrícolas degradados, la comunidad de artrópodos estaba dominada por prostigmatas.
Entonces sería esperable encontrar mayor densidad de prostigmatas en los ambientes de cultivo. Esto ocurrió en la presente investigación entre el NA y los mas degradados. Pero el GA presentó mayor densidad promedio de prostigmatas que el resto de los ambientes.

En todos los ambientes se produjo un decrecimiento significativo en primavera y verano de 2000 y otoño de 2001 y picos de máximas densidades en primavera de 1999 e invierno de 2000 (ese último no se produjo en el NA). El patrón general de variación estacional de la densidad poblacional con un pico en invierno es consistente con los datos de Loots & Ryke (1966), Oliver & Ryke (1966), Franco *et al.* (1979) y Edney *et al.* (1976).

Para los pastizales sudafricanos, Edney *et al.* (1976) y Franco *et al.* (1979) notaron que la densidad poblacional se incrementó y decreció paralelamente a los períodos de precipitaciones significativas. Luxton (1981) sugiere que el pico elevado se debe a las lluvias que estimulan la eclosión de huevos, con la emergencia de juveniles paralelamente a la renovación del sustrato. Pero en el caso de las poblaciones de La Colacha se observó que en el año 1999 y 2000 ocurrió lo opuesto; cuando se registraron mayores valores de precipitaciones, las densidades fueron mínimas. sólo

en el GA y MI se vio una relación positiva en el verano de 2001 entre esos dos parámetros.

2.1.1.1.4. Astigmata

En varios muestreos en los suelos de la cuenca estudiada no se recolectaron ácaros astigmatas, mientras que el valor máximo de densidad fue 1.846 ind/m^2 en el GA en febrero de 2000.

El promedio bianual en el NA fue de 187 ind/m^2, con un pico máximo de 1.379 ind/m^2 en diciembre de 2000. Se considera que estos son valores muy escasos en comparación con los obtenidos a pocos km. de distancia por Bedano & Cantú (2003) en un suelo similar quienes recolectaron, en promedio, 1.718 ind/m^2. Este valor es aun superior al máximo local. El valor promedio de la presente investigación es inferior al reportado para suelos desérticos con 104 mm de precipitación por año (435 ind/m^2, Wallwork, 1972).

En otros estudios sobre Astigmata en suelos argentinos se recolectaron 4.488 ind/m^2 (Hermosilla *et al.*, 1977) y 2.548 ind/m^2 (Hermosilla & Rubio,1974). Otros reportes de densidad de este grupo en suelos naturales indican 1.174 ind/m^2 en un suelo en Alemania (Hulsmann & Wolters, 1998), 1.700 ind/m^2 en un pastizal inglés (Davis, 1963), 2.328 ind/m^2 en suelos de pastizales de Irlanda (Curry & Momen, 1988) y 2.960 ind/m^2 en un pastizal muy añejo (Curry, 1969).

El promedio en el GA alcanzó los 472 ind/m^2, que también es un valor bajo en comparación con los 6.336, 8.008 y 25.872 ind/m^2 recolectados por Hermosilla *et al.* (1977) en campos ganaderos y con los valores reportados por otros autores (Salt *et al.*, 1948, 5.803 ind/m^2; Sheals, 1957, 5.338 ind/m^2; Curry & Momen, 1988, 3.310 y 33.406 ind/m^2).

Pero el promedio del GA se asemeja en magnitud con los 283 ind/m^2 informados para una pastura permanente en Bs. As. (Hermosilla & Rubio,1974).

La densidad de astigmatas en el MI fue en promedio 67 ind/m^2 y en el AG 179 ind/m^2. Estas escasas densidades en los ambientes más degradados no coinciden con lo señalado por la mayoría de los autores acerca de que los astigmatas en

general pueden ser abundantes localmente en suelos arables (Wallwork, 1971). Estos ácaros son organismos colonizadores de tipo r-estrategas que dada su capacidad de aprovechamiento de los recursos (Norton, 1994) pueden alcanzar altas densidades poblacionales en agroecosistemas (Behan-Pelletier, 1999). Kines & Sinha (1973) y Philips (1990) señalan que las poblaciones de Astigmata se ven a menudo incrementadas como resultado de las actividades humanas como el desarrollo de cultivos. Behan-Pelletier (1999) sugiere que esto puede deberse probablemente al corto ciclo de vida que presentan, a la presencia de un estadio dispersivo eficiente y a la declinación de las poblaciones de predatores.

Las menores densidades en los ambientes degradados de la cuenca estudiada en los períodos de intersiembra o de barbecho podrían explicarse por que en esos períodos se produce una estabilización del sistema en cuanto a la ausencia de perturbaciones antrópicas mecánicas y químicas, y estos ácaros son desplazados por otros competidores más exitosos en esas condiciones. Wardle (1995) sugirió que los ácaros de este grupo tienen altas tasas reproductivas y son capaces de colonizar rápidamente, pero serian reducidos por competencia con otra mesofauna una vez que el sistema permanece no cultivado por algún tiempo.

2.1.1.2. Collembola

Los valores obtenidos se ubican dentro de los rangos de variación publicados por otros autores para situaciones similares. En el suelo del NA se observó un promedio para los dos años de 10.688 ind/m^2, comparable a los 7.130 ind/m^2 que obtuvieron Bedano & Cantú (2003) para un suelo natural similar, y a los 11.264 ind/m^2 que recolectaron Hermosilla *et al.* (1977) en un suelo semejante en la provincia de Buenos Aires. Valores de densidad relacionados fueron reportados por Kuznetsova & Sterzynska (1995) quienes en una pradera cercana a Moscú recolectaron 11.900 ind/m^2, por Davis (1963) quien en un pastizal recolectó 8000 ind/m^2 y por Curry & Momen (1988) quienes informaron una densidad de 7.468 ind/m^2 en el margen de un campo.

En suelos naturales en situaciones semejantes al de La Colacha, en la provincia de Bs. As. Hermosilla & Rubio (1974) hallaron 4.814 ind/m^2. Las variaciones de densidad entre sitios cercanos y de características similares ya fue reportado por

Bolger & Curry (1984) quienes en dos ambientes control bajo pasturas de quince años en Irlanda colectaron en un caso 4.280 y en el otro 46.013 colémbolos por m^2. En los suelos muestreados hubo picos máximos de 35.099 ind/m^2 en octubre de 1999 que se relacionan con los 28.313 colémbolos por m^2 recolectados por Bolger & Curry (1984) en un pastizal antiguo.

El promedio bianual de colémbolos en el GA fue menor que el del NA. Se recolectaron 6.418 ind/m^2, lo que es consistente con lo observado por Hermosilla *et al.* (1977) para un campo ganadero con un suelo de características similares al local (6.512, 7.920 y 4.488 ind/m^2 en el ambiente ganadero de baja, media y alta entrada de energía y materia, respectivamente). Coinciden en magnitud también con los datos de Loranger *et al.* (1998) que hallaron en una pastura antigua 4.160 ind/m^2 y en una más reciente (cuatro años) 2.160 ind/m^2 y con los datos de Hermosilla & Rubio (1974) para un pastizal con intersiembra de trébol y en descanso de pastoreo por un mes (3.681 ind/m^2) pero no con los 566 ind/m^2 de una pastura permanente.
En coincidencia con lo señalado para ambientes naturales, en los ganaderos se evidencia también en los datos bibliográficos una amplia variación en cuanto a las densidades de colémbolos reportadas. Se recolectaron desde 25.887 ind/m^2 en una pastura de seis años no manejada (Curry & Momen, 1988) y 68.600 collembola por m^2 en una pastura (Salt *et al.*, 1948) hasta 73.789 ind/m^2 en una pastura de dos años con cortes (Curry & Momen, 1988).

Los valores obtenidos en los ambientes más degradados, en promedio, son semejantes a los del ambiente ganadero. En el MI se recolectaron 6.349 ind/m^2 y en el AG 5.774 ind/m^2. En la zona templada agrícola de Eslovaquia bajo cultivo de trigo se calculó una abundancia promedio desde 663 a 5.283 ind/m^2 (Kovac, 1994) que para el autor fueron valores menores comparados con otros estudios de suelos agrícolas. Pero según lo reportado por otros investigadores, las densidades de colémbolos en estos suelos son en la mayoría de los casos menores a 5.000 ind/m^2. Kovac & Miklisova (1995) reportaron para Eslovaquia, en campos agrícolas con manejo intensivo, con cultivo de trigo, 800 ind/m^2 en un tipo de suelo (Luvisol albico) y 1.200 ind/m^2 para otro (Fluvisol gleico). Los mismos autores en un trabajo posterior hallaron que en agroecosistemas de Eslovaquia la abundancia media de Collembola varió de 890 a 1.830 ind/m^2 (Kovac & Miklisova, 1997).

Son similares las densidades obtenidas por Loranger *et al.* (1998), 1.170 ind/m^2 en ambientes agrícolas con manejo intensivo y cercanas a las reportadas por Franklin *et al.* (2001) quienes en agroecosistemas de policultivo en Brasil recolectaron 2.375 y 2.080 ind/m^2.

Los datos más cercanos a los de la presente investigación los reportó Sanyal (1996). En un suelo aluvial gris negruzco de la India obtuvo un promedio anual de colémbolos de 3.926 ind/m^2 en cultivos de banana y 5.265 ind/m^2 en campos de guayabo (*Psidium guajava*).

En promedio, el NA casi duplicó los valores obtenidos en el AG, mientras que en el GA y MI se observaron valores intermedios. En el análisis bimensual, el AG fue superior al resto sólo en agosto de 1999, mientras que en los demás meses las densidades fueron menores. Estos resultados coinciden con las observaciones de que, comparadas con las tierras de cultivo, las tierras no cultivadas y no perturbadas tienen mayores densidades de colémbolos. La mayoría de las investigaciones coinciden en que el cultivo reduce el número de Collembola en el suelo (Edwards & Lofty, 1969; Choudhuri & Roy, 1971; Petersen & Luxton, 1982; Mallow *et al.*, 1985; Lagerlof & Andren, 1988; Heisler, 1991; Kracht & Schrader, 1997 Loranger *et al.*, 1998; Bandyopadhyaya *et al.*, 2002).

Edwards & Lofty (1969) encontraron que el numero de colémbolos se redujo entre un 40 a 70 % cuando se implantó un cultivo sobre un pastizal de trescientos años de antigüedad. Por su parte Adejuyigbe *et al.* (1999) encontraron claras diferencias en la densidad de estos insectos entre un ambiente natural (2.483 ind/m^2) y un suelo sometido a cultivo continuo (724 ind/m^2).

Las prácticas de cultivo convencional, como el arado y el uso de maquinaria pesada tiene un efecto adverso en los Collembola (Mallow *et al.*, 1985; Heisler, 1991; Kracht & Schrader, 1997). Por su lado Alvarez *et al.* (2001) encontraron mayor densidad de Collembola en campos con manejo integrado que en cultivos convencionales, y la principal diferencia entre ambos métodos de cultivo fue la utilización de maquinaria de arado convencional. En ese sentido, Petersen & Luxton (1982) concluyeron que la abundancia de Collembola en suelos naturales de ecosistemas templados es generalmente más alta que en suelos agrícolas. En cuanto a la magnitud de las densidades en estos suelos, Lagerlof & Andren (1988) señalaron que las densidades de colémbolos en suelos agrícolas en Suecia pueden alcanzar valores desde 11.000

a 30.000 ind/m^2. Esta observación tiene relación con los valores elevados de densidad (31.576ind/m^2) que se obtuvo en el AG en agosto de 1999.

En el NA la densidad total de colémbolos presentó un patrón de variación estacional irregular. Tuvo un pico de alta densidad en octubre de 1999 y otros dos más bajos en febrero de 2000, diciembre de 2000 y junio de 2001. Los picos de febrero de 2000 y diciembre de 2000 se relacionaron con períodos de lluvias y temperatura que generaron condiciones térmicas e hídricas del suelo favorables. Los valores mínimos se presentaron en invierno y primavera de 2000. La densidad de colémbolos mostró una correlación negativa con la temperatura ambiental y del suelo.

En el GA hubo un pico de densidad en junio de 2000 y un segundo pico de menor proporción en octubre de 2000. Desde diciembre de 2000 se vio una brusca disminución probablemente asociada al efecto de la labranza de fin de diciembre de 2000. Los picos de máxima y mínima densidad se relacionaron con las variaciones en la humedad del suelo.

Los picos de máxima densidad del MI, al igual que en el caso de los ácaros, guardan semejanza con los del NA. Se observaron tres picos, en agosto de 1999, diciembre de 1999 y junio de 2001. Luego del pico de agosto de 1999 se observó una caída brusca en octubre asociada a la aplicación del cincel en el suelo. El pico de diciembre de ese año se relaciona al aumento del contenido de humedad del suelo. El pico de junio de 2001 puede estar ligado a la implantación de avena y trébol (sin herbicidas) en los primeros días de abril. Aunque provocó una disminución en la densidad en el muestreo de abril (18-4-01) producto del efecto negativo inmediato del arado sobre los colémbolos, que es bien reconocido (Edwards & Lofty, 1975; Edwards, 1984; Kovac & Miklisova, 1995), hacia junio de ese año la densidad de colémbolos se recuperó y alcanzó valores muy elevados. Kovac & Miklisova (1995) compararon en Eslovaquia campos bajo cultivo de trigo con campos de trébol y concluyeron que el efecto del cultivo es evidente. Las mayores abundancias de colémbolos en el trébol comparado con el trigo confirma el hecho de que los campos con legumbres tienen mayores abundancias que los con cereales (Alejnikova & Utrobina, 1975; Lagerlof & Andren, 1991).

En el AG se evidenció un pico elevado en agosto de 1999 relacionado con el rastrojo de girasol. Esto puede ser explicado por la adición de materia orgánica (residuos del cultivo) al suelo posteriormente a la cosecha del girasol (Kovac, 1994). Luego

decreció producto del laboreo hasta llegar al mínimo en febrero de 2000. En abril el suelo fue trabajado y se sembró avena con melilotus, lo que provocó un pico de densidad máxima en junio. En este caso, con la implantación de melilotus, se evidencia lo señalado por Kovac & Miklisova (1995) sobre las mayores densidades de colémbolos en campos con leguminosas. Luego la densidad decreció para llegar en febrero de 2001 a valores menores, que se recuperaron en abril de 2001 y alcanzó valores bastante elevados en junio. Esta recuperación de la densidad puede estar asociada a que transcurrió casi un año sin perturbaciones antrópicas en el sistema.

Este patrón de variación no coincide con lo señalado por Culik *et al.* (2002) para agroecosistemas brasileños acerca de que la densidad global en general tendió a ser más elevada en invierno y menor en verano, si bien hay que considerar la diferencia climática entre ambos sitios de estudio.

Los resultados obtenidos en este trabajo son consistentes con el trabajo de Culik *et al.* (2002) ya que el tiempo del pico de densidad de colémbolos también varió dependiendo los factores de manejo y el sitio.

Existen varios autores que han observado picos de mayores densidades en los meses de más lluvias (Sanyal, 1996; Adejuyigbe *et al.*, 1999), otros en primavera y otoño (Choudhuri & Roy, 1971; Sinha *et al.* 1988; Kovac, 1994; Bandyopadhyaya *et al.*, 2002; Culik *et al.*, 2002) y hay investigaciones que señalan que en ocho de las quince localidades muestreadas los valores de otoño fueron superiores a los de primavera aunque lo opuesto ocurrió en los otros siete sitios (Hagvar, 1982).

Pero en los suelos estudiados se evidenciaron múltiples picos de máxima densidad de Collembola durante un ciclo anual, lo que también fue puesto de manifiesto por Badejo & Van Straalen (1993) y por Badejo *et al.* (1998). Los picos múltiples sugieren que los colémbolos producen muchas generaciones durante el ciclo anual, un rasgo de especies potencialmente multivoltinas (especies con dos o más ciclos de vida por año) e iteroparas (especies capaces de reproducirse varias veces a lo largo de su vida). Según Badejo *et al.* (1998) la declinación en las poblaciones luego de cada pico indica el fin de una generación y esto varía entre las especies.

Estas variaciones temporales de la densidad del orden Collembola en total, pueden deberse, por un lado a las variaciones estacionales propias de cada especie, lo que se evidencia en el NA. Y por el otro, en los ambientes manejados por el hombre, a

que las diferentes especies de colémbolos son afectadas diferencialmente por la labranza (Brussaard *et al.*, 1990; Alvarez *et al.*, 2001; Culik *et al.*, 2002).
Brussaard *et al.* (1990) observaron que algunas especies de colémbolos en potreros experimentales con trigo fueron más abundantes bajo manejo convencional mientras que otras especies presentaron mayor densidad bajo manejo integrado de cultivos. Esto coincide con Winter *et al.* (1990) y Dittmer & Schrader (2000) que señalan que las diferentes especies de colémbolos en sus trabajos fueron afectadas diferencialmente por el cultivo.

2.1.1.2.1. Artropleona

El 98 % de los colémbolos recolectados en el total de las muestras pertenecieron al suborden Artropleona y sólo un 2% a Symphypleona. Por esto no se llevó a cabo el análisis de Artropleona por separado.

2.1.1.2.2. Symphypleona

Los valores promedios bianuales en los ambientes NA, GA y AG fueron similares, 60, 95 y 72 ind/m^2 respectivamente. En el MI el promedio fue superior y ascendió a 285 ind/m^2. En este ambiente se calculó el valor máximo, que fue 1.634 ind/m2 en agosto de 1999.
Los datos disponibles de densidad de este grupo de Collembola son escasos. Hermosilla *et al.* (1977) recolectaron en un suelo similar al local, en la pampa deprimida de la provincia de Buenos Aires 1.408 sinfipleonas por m^2 en un suelo natural, 968 en un suelo con un sistema ganadero de baja entrada de insumos, 2.112 en uno de entrada media de energía y materia y 264 en uno de alta. Hermosilla & Rubio (1974) en un ambiente similar hallaron 849 ind/m^2 en un ambiente natural pastoreado y 1.699 ind/m^2 en el mismo suelo pero con un descanso de pastoreo de un mes. Davis (1963) en un pastizal de Inglaterra informó una abundancia de 270 ind/m^2.
De este análisis se desprende que las densidades halladas en los suelos estudiados fueron en promedio bajas, especialmente las de los sitios menos influenciados por el

hombre. Además en el NA fue donde se observaron las menores densidades, contrariamente a los expresado por Bolger & Curry (1984) de que grandes números de sinfipleona generalmente indican que el área no está contaminada (en ese estudio, por estiércol de cerdos líquido).

2.1.1.3. Myriapoda

Los miriápodos son uno de los taxones menos comunes entre los microartrópodos edáficos (Pilatti *et al.*, 1988; Koehler, 1998; Luptacik, 1999) y los menos estudiados en relación a otros grupos (Lagerlof & Andrén, 1991). Esto es evidente en los resultados obtenidos en el presente trabajo, donde la densidad promedio de este grupo fue significativamente inferior a la de ácaros y colémbolos.
El promedio en los ambientes NA y GA fue similar entre sí y del orden de los 170 ind/m^2. Este valor se asemeja a los 127 ind/m^2 colectados por Bedano & Cantú (2003) en un suelo cercano similar en el mes de noviembre. Pero esos autores hallaron en el mismo ambiente 15.597 ind/m^2 en el mes de marzo del siguiente año. Ese valor supera aun a la máxima densidad de miriápodos observada en el presente estudio (ambiente MI, agosto de 1999). En un ambiente ganadero sobre un pastizal de doscientos años de antigüedad pastoreado por ovejas y vacas se encontró una densidad de Myriapoda de 1.824 ind/m^2 (Curry, 1969). En sitios naturales boscosos, se conocen valores de densidad muy variables, que oscilan entre 410 ind/m^2 (Loranger *et al.*, 1998) y 4.232 ind/m^2 en Australia (Osler & Beattie, 1999).

En el AG los miriápodos fueron muy escasos, lo que coincide con lo señalado por varios autores acerca de que no son comunes en hábitats alterados (Hermosilla *et al.*, 1977; Davis & Sutton, 1978; Curry & Momen, 1988). En un trabajo sobre pasturas en Irlanda Curry & Momen (1988) encontraron que los myriapodos fueron más abundantes en el ambiente natural con respecto a los cultivados.
Pero se ha observado que tanto los sínfilos como los paurópodos son capaces de migrar en profundidad y escapar de eventos desfavorables (Michelbaker, 1938). Por tanto no resulta sorprendente que las máximas densidades de estos organismos se hallaron en el MI, y superaron a los valores del NA y GA.

En el MI los descensos de la densidad evidentes en octubre de 1999 y febrero de 2001 se relacionan posiblemente con el laboreo del suelo en esos meses, que provocaría un descenso de la densidad (Hermosilla *et al.*, 1977; Davis & Sutton, 1978; Curry & Momen, 1988). Los picos más altos de densidad se relacionan temporalmente con los periodos de mayor estabilidad del sistema.

2.1.1.3.1. Symphyla

Durante una parte importante del período de muestreo no se recolectaron sínfilos en los ambientes NA, GA y AG. Queda evidenciado que son un grupo con bajas densidades en el suelo, tal como fue señalado en el apartado anterior. Sin embargo Raw (1971) ha indicado que las estimaciones de su abundancia difieren ampliamente y pueden exceder los 20.000 ind/m^2.

La máxima densidad de symphyla recolectada en este trabajo (764 ind/m^2, ambiente MI, agosto de 1999) se asemeja a lo informado por Bedano & Cantú (2003) para el mes de noviembre (127 ind/m2) pero igualmente es sustancialmente inferior a los valores publicados por otros autores (Raw, 1971).
El promedio de densidad bianual de sínfilos de los ambientes menos degradados (21 ind/m^2 en el NA y 28 ind/m^2 en el GA) es inferior al reportado en otros trabajos para ambientes similares. Luptacik (1999) informó para una pastura de Eslovaquia una densidad de 370 ind/m^2. Este valor es más cercano al promedio de los dos años hallado en el MI (209 ind/m^2).
Curry & Momen (1988) encontraron, en pasturas de Irlanda, que los sínfilos fueron más comunes en un margen semi-natural y un sitio no manejado con respecto a los campos agrícolas. En el margen del campo hallaron 61 ind/m^2, en una pastura de seis años no manejada 67 ind/m^2, en una pastura de cinco años con pastoreo 10 ind/m^2 y en dos pasturas de seis y dos años con cortes 2 ind/m^2.

Los 9 ind/m^2 colectados en promedio en el AG se asemejan a lo hallado por Peachey *et al.* (2002) en suelos agrícolas; encontraron 37 ind/m^2 en un campo con cebada, 30 ind/m^2 en uno con centeno, 24 ind/m^2 en un suelo en barbecho y 9 ind/m^2 en un cultivo de avena. Los autores señalan que las densidades de sinfilos

fueron bajas comparadas con algunos reportes de la literatura (Michelbaker, 1938; Edwards, 1955).

En bosques se han encontrado densidades del orden de los 150 ind/m^2 (Biological Survey of Canada, 1982; Loranger *et al.*, 1998), 460 ind/m^2 en un bosque de haya (*Fagus sylvatica*), 850 ind/m^2 en un bosque de arce (*Acer* sp.) (Luptacik, 1999), 1.441 ind/m^2 en un bosque mixto (Osler & Beattie, 1999) hasta 3.460 ind/m^2 en un bosque de roble (*Quercus* sp.) (Luptacik, 1999).

Las poblaciones de sínfilos pueden ser suprimidas por el cultivo repetido del suelo (Berry & Robinson, 1974). Sin embargo al cultivarse el suelo también afecta adversamente otras especies de invertebrados incluyendo muchos artrópodos predatores que pueden regular las poblaciones de sínfilos (Bunce *et al.*, 1993; Larink, 1997).

Peachey *et al.* (2002) sugieren que las poblaciones de sínfilos se incrementan en los cultivos con labranza reducida y que los efectos físicos del laboreo son la causa de las bajas poblaciones en los suelos con labranza convencional. Cloudsley (1968) señala que estos organismos pueden migrar en profundidad muy rápidamente si el suelo es alterado. Por otro lado, se desarrollan rápidamente (50 - 70 días), lo que les permite recuperarse en poco tiempo cuando encuentran condiciones favorables (Coy, 1996). Los factores que regulan las poblaciones de sinfilos en los suelos agrícolas están pobremente comprendidos, particularmente los efectos de las prácticas de cultivo (Peachey *et al.*, 2002).

La densidad poblacional de sínfilos en el NA fue máxima en los meses de agosto y diciembre de 1999. Desde febrero hasta octubre de 2000 no se recolectaron individuos. Se observó un pico elevado (de menor magnitud que el primero) en diciembre de 2000 y febrero de 2001. En un ambiente natural de Eslovaquia los sínfilos presentaron un máximo en octubre (otoño medio) que alcanzó los 6.000 ind/m^2 en un bosque de roble (Luptacik, 1999).

En el GA se observaron tres picos de densidad elevada, en octubre-diciembre de 1999, en octubre de 2000 y junio de 2001. Durante el invierno de 2000 la densidad fue nula. En una pastura en Eslovaquia la densidad de sínfilos presentó dos picos de máxima anuales (Luptacik, 1999).

En el MI se produjeron cuatro picos máximos. Un primer pico de máxima densidad en agosto de 1999, otro desde febrero hasta octubre de 2000 (con una caída en junio) y uno menos importante en junio de 2001. En los meses en los que se laboreó el suelo, las densidades se vieron afectadas negativamente, coincidiendo con lo señalado por Peachey *et al.* (2002). En el AG solo se recolectaron sínfilos en tres de los doce muestreos.

2.1.1.3.2. Pauropoda

La mayor densidad de paurópodos fue de 1.167 ind/m^2 en el MI en agosto de 1999, pero el promedio de los dos años en ese ambiente fue de 196 ind/m^2. En el NA y GA se recolectaron en promedio 147 y 141 ind/m^2 mientras que en el AG no se hallaron paurópodos en los dos años de muestreo.
Estos valores son semejantes a los repostados por Luptacik (1999) en una pastura (140 ind/m^2) y por Hermosilla *et al.* (1977) en tres campos ganaderos en la pampa deprimida de la provincia de Bs. As. (264 ind/m^2). Pero los mismos autores colectaron en un suelo natural adyacente 1.144 ind/m^2.
En un ambiente natural con la aplicación de una rastra anual Hermosilla & Rubio (1974) recolectaron 566 ind/m^2, en una pastura permanente, Salt *et al.* (1948) observaron 600 ind/m^2 y en un pastizal antiguo pastoreado fueron hallados 1.024 ind/m^2 (Curry, 1969).

La densidad de paurópodos fue máxima en el NA en octubre de 1999 y se observó otro pico de menor magnitud en primavera-verano de 2000-2001. En los dos períodos invernales no se hallaron estos organismos en el suelo NA. Existe semejanza con los resultados de Luptacik (1999) quien indicó que los paurópodos en un ambiente natural presentaron un pico de elevada densidad en agosto en Eslovaquia (mediados de verano).
En el GA fueron evidentes un pico de densidad en diciembre de 1999 y uno mayor en el verano de 2001, mientras que en los dos inviernos la densidad fue cero. Luptacik (1999) observó dos picos de densidad en una pastura, uno en junio (principio de verano) y otro en octubre (mediados de otoño).

En el MI la densidad de paurópodos presentó un pico muy elevado en agosto de 1999 y tres aumentos de densidad menores en abril, agosto-octubre de 2000 y febrero de 2001. Solo en una ocasión (junio de 2001) no se observaron paurópodos.

3. CORRELACIONES ENTRE PARAMETROS AMBIENTALES Y FAUNA

En el NA se verificó solamente una correlación positiva entre el pH y la densidad de Acari, Mesostigmata y Astigmata, indicando la preferencia de estos grupos por valores de pH que tienden a neutros.

En el GA se observó que la densidad de Myriapoda y Pauropoda se incrementó cuando aumentó la temperatura ambiental y la temperatura de suelo. Además, la humedad del suelo influenció negativamente en la densidad de Prostigmata.

La temperatura ambiental presentó una correlación negativa con la densidad de Collembola, resultado que coincide con lo señalado por Badejo *et al.* (1998) acerca de la asociación negativa de ambos parámetros.

La densidad de microartrópodos, de mesostigmatas y colémbolos se correlacionó positivamente con la densidad aparente del suelo. Este resultado es contradictorio con lo expresado por otras investigadores que han señalado que los microartrópodos prefieren los suelos donde los espacios porosos son mayores (Hale, 1971; Weil & Kroontje, 1979; Ushiwata, 1995).

En el MI se verificó una correlación positiva entre el contenido de materia orgánica y la densidad de ácaros mesostigmátidos. Por otro lado, el pH mostró una correlación positiva con la densidad de Acari, Oribatida y Prostigmata.

El total de microartrópodos, de ácaros y de prostigmatas se correlacionó negativamente con la humedad del suelo, lo que no concuerda con lo presentado por otros autores. Badejo *et al.* (1998) encontraron que la densidad de los microartrópodos del suelo se correlacionó positivamente con el contenido de agua del suelo. Por su parte Sanyal (1996) calculó una relación positiva significativa entre la densidad de artrópodos y la humedad del suelo.

La densidad de colémbolos y sínfilos presentó una correlación negativa con la temperatura ambiental. Este dato concuerda con los reportes de Badejo *et al.* (1998) y Bandyopadhyaya *et al.* (2002) quienes calcularon una correlación semejante entre la densidad de colémbolos y la temperatura.

En el AG el contenido de materia orgánica influyó positivamente en la abundancia de microartrópodos, ácaros, oribátidos, mesostigmatas, prostigmatas, colémbolos,

miriápodos y sínfilos. Este resultado fue también señalado por otros autores para diversos ambientes (Wallwork, 1971; Weil & Kroontje, 1979; Sanyal, 1991; Scheu *et al.*, 1996; Kovac & Miklisova, 1997; Kampichler *et al.*, 2000).
Igualmente que en otros ambientes, en el AG el pH presentó una correlación positiva con la densidad de microartrópodos y ácaros y también se verificó una correlación negativa entre la temperatura ambiental con el total de microartrópodos, ácaros, oribátidos, prostigmatas, colémbolos. La correlación negativa de la temperatura ambiental con la densidad de microartrópodos coincide con Badejo *et al.* (1998) quienes observaron lo mismo.

La relación negativa entre la abundancia de algunos grupos de microartrópodos y la temperatura así como la relación positiva con la humedad del suelo, posiblemente se deba a que la disponibilidad de agua es importante para los invertebrados, especialmente aquellos que respiran a través de su tegumento, tal como los colémbolos (Joosse, 1970; Athias, 1975; Verhoef & Van Selm, 1983; Badejo *et al.*, 1998; Bandyopadhyaya *et al.*, 2002).

Los resultados de los análisis de regresión lineal entre el CMO y la densidad de Acari, Oribatida y Mesostigmata muestran como los cambios en el contenido de materia orgánica afectaron a la densidad de esos grupos de microartrópodos. En todos los casos se observó que un aumento en el CMO del suelo produce un aumento en la densidad poblacional de organismos. Se obtuvieron ecuaciones que permiten predecir el comportamiento de estos tres taxones ante modificaciones en el CMO.

4. PARAMETROS EVALUADOS COMO POTENCIALES INDICADORES

Los valores óptimos de los parámetros considerados como indicadores son aquellos que permiten discriminar entre los ambientes muestreados. En base a lo esperado, se ha generado un modelo teórico de respuesta optima de un indicador (Figura IV.1.).

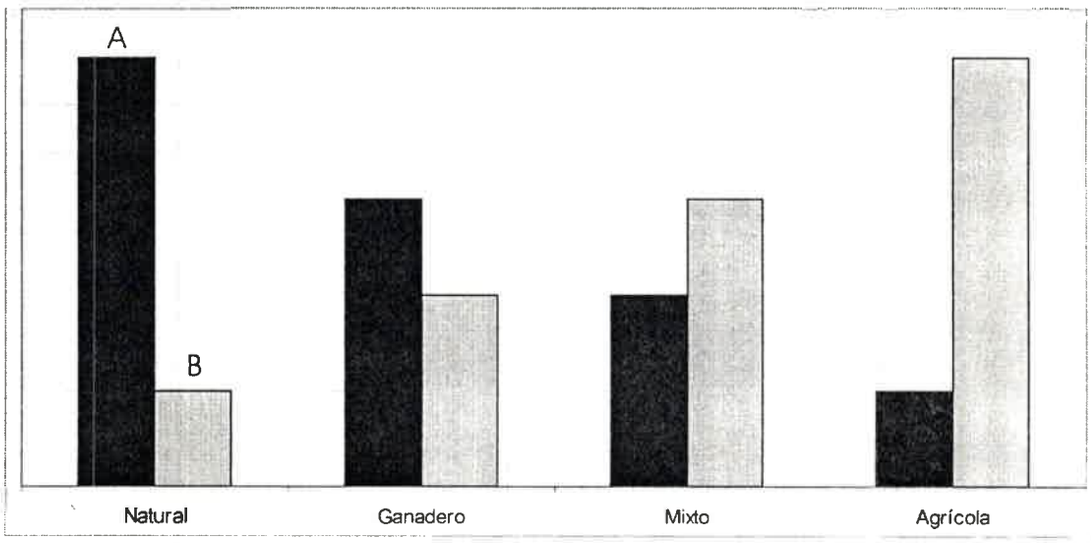


Figura IV.1. Modelo teórico de respuesta óptima de los valores de un indicador. Indicador con respuesta negativa (A) y positiva (B) al incremento del impacto.

El modelo teórico de respuesta óptima de un indicador muestra que, en el caso de la respuesta denominada negativa, al incrementarse la presión de las prácticas agropecuarias, los valores del indicador decrecen linealmente. Lo contrario ocurre con el indicador con respuesta positiva.

La mayoría de las investigaciones acerca de la influencia de los manejos agropecuarios sobre la fauna del suelo están focalizadas en la comparación entre ambientes con diferentes manejos agrícolas. Por ello, la mayor proporción de la información disponible se relaciona a la influencia de distintas prácticas de manejo sobre algunos grupos de microartrópodos en suelos de cultivo. Entonces, para estos suelos de cultivo sometidos a diferentes manejos, se cuenta con datos para definir el modelo de respuesta de cada indicador al gradiente de intervención humana. Pero

en pocas investigaciones se abordó el rol de los ecosistemas naturales aledaños como ambiente de referencia. Por esto es que el comportamiento de los indicadores en el NA es difícil de predecir.

En algunos casos fue posible calcular, a partir de las tablas de datos que presentan otros autores, algunos de los parámetros evaluados en esta investigación. Mediante este procedimiento se pudieron comparar los valores obtenidos en la presente investigación con lo publicado para otros ambientes similares. Así se obtuvo una referencia de la validez en otras situaciones de los parámetros evaluados como indicadores.

4.1. PARÁMETROS A NIVEL DE ESPECIES

4.1.1. Densidad de especies

4.1.1.1. *Mesaphorura macrochaeta*

Este parámetro es bueno para diferenciar los ambientes NA y AG del resto. No constituye una buena herramienta para discriminar entre el GA y MI pues no se identifica un patrón de variación que permita marcar diferencias entre ambos. Presentó una aceptable estabilidad temporal, y una alta sensibilidad a los cambios de manejo, evidenciado en la respuesta a la implantación de maíz en el GA. En diciembre de 2000 el parámetro fue máximo en el GA. Luego en enero el suelo fue perturbado por el laboreo y la siembra de maíz, entonces en febrero de 2001 el parámetro fue menor, aunque no alcanzó los valores mínimos del AG. En abril se recuperó, demostrando que es un parámetro sensible a las perturbaciones antrópicas.

De agosto a diciembre de 1999 decreció significativamente en el MI como respuesta a la perturbación producida por el cincelado y la siembra. Lo mismo ocurrió en el siguiente año con el cultivo de enero-febrero de 2001. En febrero de 2001 el parámetro decreció en el MI por que el suelo fue arado, luego en abril de 2001 disminuyó a cero por que se produjo una perturbación más con la siembra, o sea se llegó a la perturbación máxima. En el AG sólo fue diferente de cero en tres muestreos. En agosto y octubre de 1999 presentó valores menores que se hicieron mínimos desde diciembre de 1999 y permanecieron como mínimos hasta abril de

2001. En junio de 2001 aumentó sólo hasta 0.13. El sistema se comportó como el modelo teórico de respuesta óptima de un indicador, por ejemplo, en diciembre de 1999 y abril de 2001.

Para contrastar estos resultados sólo se dispone de datos del trabajo de Gillet & Ponge (2003) en un bosque de álamos en Francia, sobre un gradiente de contaminación con Zn. En esa investigación se valoró una mayor abundancia de *M. macrochaeta* en los sitios de contaminación media, y menores densidades en el sitio control y en el de alta polución. Pero no se dispone de datos del comportamiento de esta especie con respecto a los manejos agropecuarios del suelo.

4.1.1.2. *Mesaphorura macrochaeta* / Collembola

Al expresar la densidad de *M. macrochaeta* como proporción del total de colémbolos pierde la capacidad del parámetro anterior de diferenciar los ambientes NA y AG, pero adquiere importancia para discriminar entre el MI, con valores menores y el GA y NA, con valores elevados en la mayoría de los meses.

Los resultados sin estandarizar fueron, en promedio, 0.60 en el NA, 0.46 en el GA, 0.52 en el MI y 0.13 en el AG. Si se calcula este parámetro en base a los datos del trabajo de Gillet & Ponge (2003) se observa una gran variación del mismo. Para los ambientes menos contaminados se obtuvo en un caso un valor de 0.94 y en el otro 0.01. Y para el bosque más contaminado 0.66. Es necesario considerar que el ecosistema boscoso presenta características muy diferentes al agroecosistema estudiado, por lo que las comparaciones entre estos dos ambientes son inadecuadas.

4.1.1.3. *Tectocepheus* sp.

Los promedios reflejaron diferencias entre el NA que duplica al resto, pero en el análisis bimensual, el parámetro tuvo importancia para establecer diferencias entre el NA y MI, durante la primavera de 1999 y el verano, otoño y primavera de 2000.

Lo observado en este parámetro coincide con lo reportado por Hulsmann & Wolters (1998) quienes en una investigación en un suelo de Alemania encontraron que

Tectocepheus velatus presentó mayores densidades en el ambiente control con respecto a los ambientes de media y máxima degradación.
T. velatus fue utilizada como indicador de contaminación industrial en bosques de pinos de Polonia por Klimek (1999). El autor concluyó que la especie fue sensible a altas concentraciones de azufre, fósforo, flúor, calcio y metales pesados y que puede ser utilizada como un buen indicador de cambios causados por la contaminación industrial en los bosques estudiados. Stamou & Argyropoulou (1995) trabajaron con *T. sarekensis* y también la señalaron como una especie a ser usada como indicador en relación a que su distribución estuvo significativamente correlacionada con la concentración de Zn.

En contraposición a estos datos Curry & Momen (1988) colectaron mayores densidades de *Tectocepheus sarekensis* en un pastura de dos años de antigüedad con cortes periódicos que en una de seis años no manejada y que en el ambiente control. Estas observaciones coinciden con lo señalado por (Norton, 1994) acerca de que las especies de *Tectocepheus* son comúnmente colonizadores tempranos de hábitats recientemente creados tal como suelos periódicamente inundados, suelos cultivados y otros sitios perturbados regularmente.
Bell (1982) indicó que estas especies están relegadas a hábitats muy degradados. Pero esto no coincide con lo observado en el presente estudio y en numerosas observaciones de persistencia de estos oribátidos en suelos en estados sucesionales más maduros (Norton, 1994). Las especies del género *Tectocepheus* no se restringen exclusivamente a sitios degradados. Norton (1994) concluye que si bien son colonizadores tempranos que dominan los hábitats no climáxicos y regularmente disturbados como suelos cultivados, no están relegados a esos ambientes tal como se lo propuso Bell (1982). Se observa que estas especies resisten en ambientes en estados más maduros de sucesión ecológica y más complejos.

La mayoría de los autores coinciden en que *Tectocepheus* es común en hábitats fuertemente alterados o hábitats en un estado temprano de sucesión (Karg, 1978; Berg & Pawluk, 1984; Lagerlof & Andrén, 1988; Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999). Koehler (1998) señaló que *Tectocepheus sarekensis* y *Oppiella nova* son especies colonizadoras. Beckmann (1988) observó que alcanzaron densidades

considerables durante los primeros cinco años pero luego fueron reemplazados por otras especies que, sin embargo, no tuvieron éxito en el establecimiento de poblaciones estables.
Esto se basa en que muchas de las especies de este género son pioneras y tolerantes a la sequía. Además la mayoría de las especies de la familia Tectocepheidae presentan teletoquia, un reflejo del "genotipo de propósitos generales" de estas especies (Norton, 1994).

El genero *Tectocepheus* tiene la ventaja, para ser usado como indicador, que está muy ampliamente distribuido a nivel mundial. Osler & Beattie (1999) revisaron aproximadamente veinticinco estudios de todo el mundo y sólo dos especies de Oribatida, *Tectocepheus velatus* y *Oppiella nova* fueron encontradas de manera reiterada en un amplio rango de sitios y hábitats.

4.1.1.4. *Tectocepheus* sp. / Oribatida

Cuando se consideró a *Tectocepheus* en proporción a la densidad de Oribatida, se obtuvieron resultados coincidentes con las consideraciones ecológicas señaladas en el apartado anterior. El parámetro fue elevado en el ambiente más disturbado, decreció en el MI y fue bajo en la pastura sin manejo durante cinco años. La proporción de *Tectocepheus* en el suborden Oribatida fue mayor en el hábitat alterado o en un estado temprano de la sucesión como lo señalan la mayoría de los autores (Karg, 1978; Berg & Pawluk, 1984; Lagerlof & Andrén, 1988; Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999). Resulta llamativa la alta proporción de *Tectocepheus* en el NA, donde el parámetro presentó un promedio cercano a 0.6.
El parámetro sin estandarizar fue 0.05 en el GA, 0.24 en el NA y 0.20 y 0.21 en los ambientes AG y MI respectivamente. Calculando el parámetro en base a los datos de Hulsmann & Wolters (1998) se obtiene aproximadamente un valor de 0.07 en el ambiente control y en el sitio con perturbación media y 0.45 en el de máxima degradación.
En un estudio desarrollado en un Argiudol típico en Laguna de los Padres, Mar del Plata, en el suelo natural de control el parámetro fue 0.01 mientras que en el campo

agrícola fue cero y en una bordura entre ambos presentó valores cercanos a 0.05 (Scampini *et al.*, 2000).

Los resultados de Curry & Momen (1988) concuerdan con lo esperado en base a las características ecológicas de este grupo de oribátidos. En el sitio control y en una pastura antigua no manejada la proporción *Tectocepheus/ Oribatida* fue 0 y 0.03, mientras que en los sitios más degradados llegó a 0.77 y 0.8.

4.1.1.5. *Oppiella nova*

En promedio del valor del parámetro fue mínimo en el GA y creció hacia el MI y el AG donde fue máximo. El NA presentó un valor promedio intermedio.

El parámetro fue máximo en los ambientes más disturbados AG y MI en la primavera de 1999, verano, invierno y parte de la primavera de 2000, y en otoño de 2001. Fue mínimo en los menos degradados (NA y GA) en diez de los doce muestreos, desde agosto de 1999 a octubre de 2000 y en abril y junio de 2001.

Este parámetro presentó un patrón de variación similar al observado en *Tectocepheus*/Oribatida, con menores valores en el GA, que se incrementaron siguiendo el gradiente de intervención humana, pero con valores más elevados en el NA que en el GA.

En el GA, el promedio de *O. nova* (sin estandarizar) fue de 2.50 en los dos años, mientras que en los demás el valor promedio varió desde 10.83 en el MI, 11.50 en el AG y 12.08 en el NA.

Lagerlof & Andrén (1988) señalaron que en un campo cultivado durante aproximadamente cien años en Suecia, los ácaros oribátidos estaban representados solamente por *Oppiella nova*, *Oppia* sp. y *Tectocepheus* sp. En otro estudio en un campo de cultivo solamente se colectaron *Tectocepheus velatus* y *Oppiella nova* (Berg & Pawluk, 1984).

En el trabajo de Scampini *et al.* (2000) se recolectó *O. nova* en un ambiente agrícola (dos ejemplares) y en la reserva natural (ocho ejemplares). En ese estudio y en la presente investigación se evidenció que en agroecosistemas esta especie no es exclusiva de ambientes degradados, sino que tiene la capacidad de establecerse y permanecer en hábitats más estables y competir con las especies típicas de esos biotopos. Estas observaciones son apoyadas por los datos de Osler & Beattie (1999)

señalados anteriormente, quienes encontraron en un numero elevado de publicaciones que *O. nova* y *T. velatus* fueron recolectados en un amplio rango de sitios y hábitats. *O. nova* ha sido postulado como posiblemente el artrópodo terrestre más ampliamente distribuido (Norton & Palmer, 1991).

4.1.1.6. *Oppiella nova* / Oribatida

Los valores máximos siempre se observaron en los ambientes más perturbados, excepto en agosto de 1999, abril y diciembre de 2000 cuando los valores más elevados se presentaron en el NA. El GA nunca superó el valor 0.15. Este parámetro fue bueno para diferenciar el GA del AG pues siempre hubo claras diferencias, y en los tres meses en que el AG fue menor, igual a cero, el GA también lo fue.
El GA representa un ambiente poco impactado, donde existen otros oribátidos diferentes a *O. nova*, que es una especie con rasgos de tipo r-estratega. El parámetro en el NA también fue bajo, excepto en los tres meses señalados. Posiblemente este aumento relativo de la proporción de esta especie en el NA en esas etapas, se relacione al período de estabilidad observado en los ambientes más degradados, lo que permitiría la recuperación de otras especies de oribátidos distintas a *O. nova*. En agosto de 1999 los ambientes AG y MI estaban con un barbecho, en abril de 2000 el AG estaba sembrado con pasturas y el MI en la última etapa de crecimiento del maíz, y en diciembre de 2000 el AG estaba en descanso con los restos de pasturas y el MI con rastrojo aun sin laboreo. Esos meses fueron los únicos en los que el parámetro en los ambientes degradados no fue máximo.
En base a los datos de Scampini *et al.* (2000) se calculó este parámetro para el ambiente cultivado (0.22) y en el control (0.03). Estos valores son similares a los de los parámetros sin estandarizar, calculados en los suelos locales que fueron, en el NA 0.15, en el GA 0.02, en el MI 0.37 y en el AG 0.27.

Ha sido enfatizado por Behan-Pelletier (1999) que la utilización de una especie como indicadora de la calidad de los suelos se encuentra aún en estado preliminar. Y que actualmente no se han identificado especies claves (de ácaros) en agroecosistemas como indicadoras de calidad. Debido a que cada especie reacciona en un camino

único a una perturbación (Van Straalen, 1998) podría esperarse que los indicadores basados en una especie tengan una aceptable especificidad. Pero Van Straalen (1998) agrega que este tipo de indicador tendrá una resolución baja debido a las inevitables fluctuaciones de densidad. Esto ocurrió en la presente investigación con *Tectocepheus* sp. pero no así con *M. macrochaeta* y *O. nova*, que aunque presentaron importantes variaciones estacionales pudieron ser utilizados para discriminar entre los ambientes.

Van Straalen (1998) sugirió que el problema de los indicadores basados en una especies puede mejorarse a través de la expresión de la densidad de la especie potencialmente indicadora como una fracción del grupo al cual pertenece. Aunque, según el mismo autor, no existen buenos ejemplos en la literatura que hayan desarrollado esta posibilidad. En esta investigación se corroboró esa idea, pues los dos parámetros de especies de oribátidos mejoraron su aptitud para diferenciar los ambientes cuando fueron referenciados con el grupo taxonómico superior al que pertenecen. Los parámetros *Tectocepheus*/Oribatida y *Oppiella nova*/Oribatida fueron buenas herramientas para separar los ambientes manejados por el hombre, pero no fue clara su utilidad para diferenciar a estos del NA. En el caso del colémbolo *M. macrochaeta,* cuando se evaluó su proporción respecto del total de colémbolos, perdió capacidad para discriminar el AG, pero mejoró en cuanto a la separación del MI.

4.2. PARAMETROS A NIVEL DE GRUPOS TAXONÓMICOS DE JERARQUÍA SUPERIOR A ESPECIE

4.2.1. Acari

Los valores de densidad de Acari fueron máximos en el GA en todos los muestreos excepto en dos casos. En agosto de 1999 fue máximo en el AG (ambiente transitoriamente en descanso, con rastrojo de girasol sin pastorear) y en octubre de 1999 en el NA. El promedio bianual fue cercano a 1, mientras que en los demás ambientes no superó el valor 0.35.

Estas observaciones coinciden con lo sugerido por la mayoría de los autores sobre la influencia del cultivo sobre los ácaros. Si bien es diferente para los distintos taxones dentro de Acari, se ha demostrado que el efecto inmediato del cultivo sobre la población de los ácaros es negativo. Las observaciones coinciden en que las poblaciones totales de ácaros, generalmente decrecen con el cultivo más a menudo de lo que se incrementan (Sheals, 1956; Edwards & Lofty, 1969, 1975; Ghilarov, 1975; Prabhoo, 1976; Wallwork, 1976; Shaddy & Butcher, 1977; Petersen & Luxton, 1982; Hazra & Choudhuri, 1983; Norton & Sillman, 1985; Sanyal, 1990; Hulsmann & Wolters, 1998; Adejuyigbe *et al.*, 1999). Las razones de esta disminución ya fueron señaladas en el apartado 2.1.1.1.

Este parámetro presentó una asociación positiva con el contenido de materia orgánica del suelo, considerando todos los ambientes menos el NA en el análisis de regresión lineal realizado. Entonces un valor elevado estaría indicando mayores contenidos de materia orgánica en el suelo.

Es interesante notar que los diferentes taxones pertenecientes a Acari presentan diferencias fundamentales en cuanto a los rasgos de historia de vida de las especies. Y por tanto los diferentes grupos taxonómicos de ácaros parecieran responder de diferente manera a las perturbaciones relacionadas al cultivo, lo que explica muchas de las variadas respuestas (Beckmann, 1988; Skubala, 1995; Wardle, 1995; Hulsmann & Wolters, 1998; Kladivko, 2001).

4.2.2. Oribatida

Este parámetro presentó un patrón de variación similar al observado en la densidad total de Acari. El GA presentó valores más elevados que el resto. Fue máximo en nueve ocasiones en ese ambiente. Cuando no fue igual a uno (octubre de 1999 y febrero de 2001), disminuyó sólo hasta un valor de 0.3. En esos dos meses el máximo valor correspondió al NA.
En el MI y AG se calcularon valores menores del parámetro y no se observaron valores máximos. En el NA el valor promedio fue intermedio y la variación estacional fue importante.

Tal como se puntualizó en el apartado 2.1.1.1.1. los ácaros oribátidos son marcadamente afectados por el cultivo, tal como lo sugieren Haarlov (1960), Ryke & Loots (1967), Curry (1969), Edwards & Lofty (1969), Ghilarov (1975), Wallwork (1976), Norton & Sillman (1985), Curry & Momen (1988), Crossley *et al.* (1992), Norton (1994), Siepel (1996b), Cancela da Fonseca & Sarkar (1998), Hulsmann & Wolters (1998) y Behan-Pelletier (1999). Este efecto es reflejo de las tasas metabólicas generalmente bajas, el lento desarrollo y la baja fecundidad de las especies de oribátidos que no pueden responder rápidamente para acceder a los flujos de recursos causados por los pulsos de la productividad primaria (Behan-Pelletier, 1999). Estos ácaros tienen una escasa capacidad de responder numéricamente a las alteraciones ambientales a corto plazo.

Las poblaciones de oribátidos declinan rápidamente cuando su hábitat es dañado. Esta es, para Lebrun & Van Straalen (1995), una característica que permite la detección de la degradación ambiental. Adicionalmente, considerando que se sugiere que las comunidades de ácaros oribátidos responden a las prácticas agrícolas como la labranza, el monocultivo, el tratamiento con pesticidas y fertilizantes de una manera predecible, Behan-Pelletier (1999) señala que pueden ser usadas para detectar cambios en la calidad del suelo.
Si se considera que las prácticas agrícolas perturban el suelo en períodos de tiempo muchos menores al tiempo de recuperación de las comunidades de oribátidos, esto implica que las poblaciones de estos ácaros en sitios cultivados no tendrían la chance de estabilizarse o recuperarse a niveles previos a la alteración. Pero queda

claro que ciertas especies dentro del suborden Oribatida tienen características de historia de vida que les permiten establecerse y sobrevivir en suelos degradados o con perturbaciones producidas por el hombre. Por tanto es necesario considerar estas diferencias al momento de utilizar estos ácaros como indicadores.
Este parámetro, al igual que el anterior, presentó una relación positiva con el contenido de materia orgánica en la regresión lineal realizada. Por tanto, un valor elevado de Oribatida sería un indicador de elevados contenidos de materia orgánica en el suelo.

4.2.3. Oppiidae

En el GA se observaron menores valores de Oppidae, que sólo superaron el punto 0.22 en un sólo muestreo. El AG exhibió valores elevados y sólo en diciembre de 2000, febrero y junio de 2001 fue menor al promedio del GA. Es interesante remarcar que en el mes que el parámetro en el GA superó el punto 0.22 (octubre de 2000) el AG fue elevado también (se acercó a 0.7). Los ambientes NA y MI presentaron valores variables en el tiempo, y promediaron 0.42 y 0.32 respectivamente.

El predominio de Oppiidae en el AG evidenciado en esta investigación coincide con lo reportado por Hubert (1999). Pero Hulsmann & Wolters (1998) señalaron, en sentido contrario, que el cultivo tiene un severo efecto sobre Oppiidae, posiblemente debido al efecto negativo sobre los microorganismos. Hulsmann & Wolters (1998) recolectaron tres veces más Oppiidae en el ambiente control que en los disturbados. Dentro de los tres sitios con diferente grado de perturbación, el mínimo y máximo presentaron densidades similares, mientras que en el ambiente de degradación media el parámetro fue un 33% menor.

La familia Oppiidae representa un grupo muy abundante de oribátidos edáficos y además tiene el espectro más amplio de especies en agroecosistemas (Karg, 1967). Entonces este grupo es considerado por Hulsmann & Wolters (1998) como adecuado para evaluar el efecto de las prácticas de manejo en la fauna del suelo.

4.2.4. Mesostigmata

El patrón de variación de este parámetro fue muy similar a la densidad de Oribatida. Son grupos de ácaros que comparten ciertas características ecológicas comunes, con rasgos de historia de vida tipo k-estrategas y por tanto presentan, como grupo, respuestas similares a las perturbaciones antrópicas en agroecosistemas. Esto se evidenció también con la correlación positiva que existió entre los dos taxones (Mesostigmata*Oribatida, $r = 0.72$, $p<0.05$). El parámetro fue máximo en al GA en diez de los doce muestreos (promedió 0.93). Los demás ambientes presentaron menores valores. El AG en ningún caso superó el valor 0.4.
Como se señaló en el apartado 2.1.1.1.2. en general la densidad agrupada de mesostigmátidos en los suelos es afectada negativamente por las perturbaciones (Sheals, 1956; Edwards & Lofty, 1969; Moore *et al.*, 1984; Norton & Sillman, 1985; Koehler, 1999), y eso se vio reflejado en este parámetro.

La densidad de Mesostigmata, al igual que Acari y Oribatida, presentó una correlación positiva ($r=0.69$) significativa con el contenido de materia orgánica en el análisis de los datos de todos los ambientes antropizados. Además se evidenció el mismo patrón en el análisis de regresión. Un elevado valor del parámetro señalaría mayores contenidos de ese compuesto en el suelo.

Koehler (1999) ha sugerido que los Mesostigmata son buenos indicadores de las condiciones del suelo, perturbaciones ecológicas e impactos antropogénicos. Un ejemplo de su uso como indicadores de calidad de suelos ha sido el "Maturity Index" basado en las familias de este suborden (Ruf, 1998). Se reconoce que dentro de este suborden las diferentes familias presentan rasgos de historia de vida distintos. Ruf (1998) señaló que los ácaros mesostigmátidos aparecen como un buen indicador de la calidad de suelos de bosques cuando se tiene en cuenta las diferencias entre las familias. Pero el mismo autor, señaló que el conocimiento previo de las preferencias o los valores de umbrales para cada taxon son datos muy difíciles de obtener.

De modo contrario, Kovac *et al.* (1999) concluyeron que los ácaros mesostigmatas fueron menos afectados por los parámetros edáficos que otros componentes de la mesofauna, como por ejemplo los colémbolos. Señala que sus resultados reflejan el carácter de predatores de alto nivel trófico de los Mesostigmata, donde las relaciones entre las condiciones del suelo y la comunidad de estos ácaros es más indirecta comparada con otros grupos, como por ejemplo en su investigación, los Collembola que son principalmente fungívoros.

4.2.5. Uropodina

El taxon Uropodina presentó en general muy bajas densidades y en cuatro muestreos no se recolectaron organismos en los cuatro suelos. Además en el AG el parámetro fue cero en todos los muestreos y en el MI en once ocasiones. Por ello su valor como indicador es considerado escaso. El hecho de no recolectar Uropodina en un suelo puede deberse a que el manejo antrópico de los suelos los afectó negativamente (les otorga importancia como indicador) o simplemente debido a que es un taxon raro y presenta densidades bajas.

No obstante pueden ser utilizados con el propósito de indicación en asociación con otros grupos, ya que son un grupo de ácaros muy sensibles a la acción antrópica (Hermosilla, 1974; Hermosilla *et al.*, 1977) y la distribución de las especies es bastante específica en relación a la calidad del hábitat (Koehler, 1999). De esta manera pueden aportar para discriminar entre los ambientes en los meses en que puedan ser muestreados.

Un dato que confirma el comportamiento de los Uropodina frente al manejo es la correlación positiva ($r=0.73$, $p<0.05$) calculada entre la densidad de este grupo y la densidad de Oribátida y con la densidad de *Mesaphorura macrochaeta* ($r=0.54$, $p<0.05$), grupos que como quedó expresado anteriormente, decrecieron con el cultivo.

Hermosilla *et al.* (1977) recolectaron en un campo ganadero con un suelo similar al de el presente trabajo en la pampa deprimida de Buenos Aires una mayor densidad de Uropodina en el ambiente natural con respecto al ganadero de baja entrada de insumos, y no reportó organismos de este grupo para el potrero de medio y alto impacto.

4.2.6. Gamasina

Los Uropodina constituyeron sólo el 0.3 % de los ácaros mesostigmatas, mientras que el resto fueron Gamasina. Esto hace que este ultimo taxon presente casi exactamente las mismas características en cuanto a su utilización como indicador que el suborden Mesostigmata. Por esto no fue analizado por separado sino que para estos suelos se consideró que funciona como el parámetro mencionado.

4.2.7. Rhodacaridae

El NA y el GA presentaron valores elevados de este parámetro en la mayoría de los meses, aunque en dos casos en ambos ambientes se calcularon los valores mínimos. El GA presentó un promedio bianual de 0.66 y sólo fue inferior a ese valor en agosto y octubre de 1999 y abril de 2000. Pero en dos de esos meses el AG fue menor aun que el GA y en el otro presentó un valor muy aproximado. Los ambientes más degradados presentaron menores valores. El MI no superó el punto 0.28 en ningún período de la investigación. El AG sólo fue superior a ese valor en dos meses. En uno de esos casos (diciembre de 1999) aunque el AG fue máximo, en el GA y NA el parámetro fue elevado y en el otro caso donde el GA fue 0.73 (febrero de 2000) los dos menos degradados fueron superiores.

Estos resultados se contraponen a lo expresado por Norton & Sillman (1985) quienes notaron un incremento de las densidades de Rhodacaridae cuando el suelo fue disturbado o cuando el cultivo intensivo fue comparado con prácticas menos drásticas (El Titi, 1984). Existe evidencia que soporta ese incremento de los Rhodacaridae en ambientes cultivados. Dado que estos ácaros son predatores especializados en nemátodos (Karg, 1983) tales incrementos pueden estar causados por las respuestas positivas de los nemátodos al incremento de las densidades bacterianas que siguen a una perturbación del suelo. Koehler (1999) señaló que en suelos recientemente alterados con bajo contenido de materia orgánica son comunes especies de la familia Rhodacaridae.

4.2.8. Myriapoda

Este parámetro presentó marcadas diferencias entre el MI, donde el promedio de los dos años fue elevado, y el AG donde los valores fueron mínimos en la mayoría de los muestreos. En los ambientes menos degradados presentó valores intermedios entre los dos ambientes con cultivos.

Los escasos valores bajos obtenidos en el MI se relacionan temporalmente con los periodos en los que se laboreó del suelo (octubre de 1999 y febrero de 2001) y los más elevados con los períodos de mayor estabilidad. Estas observaciones, y los valores superiores hallados en los ambientes menos disturbados con respecto al AG coinciden con lo propuesto por varios autores con relación a que los miriápodos son característicos de hábitats no alterados (Curry & Momen, 1988; Davis & Sutton, 1978). Pero los valores elevados del parámetro en el MI de esta investigación no guardan relación con tales aseveraciones.

4.2.9. Symphyla

Este parámetro mostró un patrón de variación muy similar al total de Myriapoda, con valores elevados en el MI y bajos en los restantes.

Si se descartan los datos de los muestreo de octubre y diciembre de 1999 el parámetro es siempre máximo en el MI y en los restantes no supera el valor 0.5.

En algunos ambientes no se han recolectado sínfilos durante varios muestreos, lo que hace que tenga menor importancia para discriminar entre los ambientes, tal como sucede con los otros grupos de microartrópodos considerados raros. Adicionalmente, se conoce que los Symphyla, por un lado, pueden migrar en profundidad rápidamente si el suelo es alterado (Cloudsley, 1968). Y por otro, tienen un período de desarrollo relativamente corto (aproximadamente 60 días) lo que permite que se recuperen en poco tiempo cuando encuentran condiciones favorables (Coy, 1996). Estas características los hacen poco sensibles a las prácticas de manejo agropecuarias y por tanto poseen escaso valor como potenciales indicadores.

4.2.10. Pauropoda

El tipo de variación de este parámetro fue muy similar al de Symphyla. En este caso en el AG fue cero en todos los muestreos. Solo se observaron diferencias significativas entre los valores del AG con el MI, mientras que en los menos degradados se calcularon valores intermedios. Igualmente que el parámetro anterior, este parámetro tiene escaso valor como indicador de diferencias entre las cuatro situaciones. Solo serviría para diferenciar el MI del AG.

Se conoce que dentro de algunas familias y aun de géneros se pueden observar efectos opuestos del cultivo sobre las diversas especies y que estos efectos se pueden equiparar unos con otros cuando el análisis se lleva a cabo basado en taxones superiores (Norton & Sillman, 1985). Pero si bien las respuestas a las perturbaciones son particulares de cada especie o grupo de estas, queda evidenciado en la presente investigación que mediante la utilización de algunos taxones de jerarquía superior a especie, como por ejemplo Oribatida, se pueden establecer diferencias entre ambientes con diferente manejo, o sea, podrían ser utilizados como indicadores.

4.3. PARÁMETROS BASADOS EN RASGOS DE HISTORIA DE VIDA

Quedó evidenciado que a medida que se incrementa la entrada de energía y materia en sistemas manejados por el hombre decrece la densidad de algunos taxones. Pero además, ha sido demostrado que también tienen lugar determinados cambios en las tácticas de historia de vida de las especies (Siepel, 1996b).

Las tierras de cultivo representan un hábitat en el cual la competencia es menor que en suelos no laboreados y se ven favorecidas las especies r-estrategas (Begon *et al.*, 1988). Estas condiciones llevan a que las especies más sensibles (k-estrategas) con un potencial reproductivo menor, ocurran aleatoriamente y sobrevivan en estos suelos por un período corto antes de la nueva perturbación (Kovac & Miklisova, 1997). Los manejos agropecuarios tienden a favorecer a las especies oportunistas con reproducción sexual y buenas capacidades dispersivas (especies tipo r-estrategas). En contraste, los suelos naturales o con manejos de baja entrada de energía y materia contienen una fauna más diversa, caracterizada por especies más persistentes, tipo k-estrategas (Bardgett & Cook, 1998).

Como se señaló anteriormente las respuestas a las perturbaciones pueden ser particulares de cada especie. Sin embargo algunas se comportan de igual manera ante la variación de un factor dado y por tanto no es necesario distinguir entre ellas con el propósito de utilizarlas como indicadoras.

Además, dentro de los artrópodos del suelo son raras las relaciones uno a uno entre la posición taxonómica y el nicho ecológico de las especies. Van Straalen (1997) señala que existen casos en que especies de la misma familia pueden ocupar nichos muy diferentes, por lo que en ciertos casos resulta más útil el agrupamiento de las especies en cuanto compartan ciertos atributos ecológicos más que posiciones taxonómicas.

Adicionalmente, en el caso de la mesofauna del suelo, no se dispone de suficiente información acerca de la biología de la mayoría de las especies como para generar indicadores con atributos ecológicos a nivel de especies. Actualmente, por ejemplo, sería imposible aplicar un índice similar al "Maturity Index" a nivel de especies como fue desarrollado para nemátodos (Bongers, 1990).

Por todo lo expuesto existen varias razones para considerar no sólo la importancia individual de las especies como indicadoras, sino además tomar en cuenta a los grupos de estas especies que compartan ciertos atributos ecológicos en común,

como características reproductivas y alimenticias. Además, mediante esta metodología, se puede facilitar la aplicación práctica de un indicador ya que es posible que no sea necesario un conocimiento taxonómico tan acabado de todos los grupos.

4.3.1. Proporción de organismos con rasgos de historia de vida tipo k y r estrategas

4.3.1.1. Oribatida / Astigmata

Considerando los promedios de densidades en los cuatro ambientes los valores de este parámetro variaron tal como se postula en el modelo de respuesta optima de un indicador. El promedio disminuye conforme aumenta la degradación del suelo producto del impacto de las prácticas agrícolas, desde el NA al AG.
En el análisis bimensual se destaca que en dos ocasiones en el NA el parámetro fue igual a cero. En una de esas oportunidades el máximo correspondió al GA y en los otros dos ambientes el parámetro fue menor. En el otro muestreo (diciembre de 2000) el máximo se presentó en el MI producto de que en ese mes fue cuando en el NA se recolectó el máximo de Astigmata (un valor extremo considerado raro, particularmente elevado; se recolectaron 65 astigmatas en ese muestreo, cuando el máximo de los restantes muestreos fue 12 organismos). El MI también fue máximo en junio de 2001 cuando habían transcurrido dos meses con pasturas, implantadas sin aplicación de herbicidas. El AG nunca superó el valor 0.19.

Como se señaló, en algunos casos fue posible calcular los mismos parámetros aquí propuestos, en base a las tablas de datos que presentan otros investigadores en sus publicaciones. De esta forma se pudo calcular el parámetro Oribatida/ Astigmata, para comparar con los valores sin estandarizar obtenidos en esta investigación.
Considerando este tipo de datos, la proporción Oribatida/Astigmata fue menor a 10 en el NA sólo en tres meses, en el GA en cinco, en el MI en ocho y en el AG en 11 muestreos.
En un trabajo realizado en un sitio muy similar y a poca distancia de la cuenca en estudio, la proporción Oribatida/Astigmata en un suelo natural fue 13.37 (Bedano & Cantu, 2003). Hermosilla & Rubio (1974) trabajaron en la provincia de Buenos Aires

en campos dedicados a la ganadería con un suelo similar al de La Colacha, y en base a sus datos se calculó la proporción Oribatida/Astigmata. El parámetro fue máximo en un suelo natural (no se presenta el valor exacto pues la densidad de Astigmata fue cero), 1.44 en el mismo ambiente más la aplicación de una rastra anual, 1.87 en idéntico potrero con intersiembra de trébol y 6.00 en una pastura permanente. Los autores señalaron que la relación Oribatida/Astigmata fue favorable a los primeros en todos los potreros y que esto indica condiciones de equilibrio más acorde con terrenos poco intervenidos, debido probablemente a un buen criterio de explotación (Hermosilla & Rubio, 1974). Es importante señalar que este trabajo se limita al muestreo en un sólo momento en el tiempo, y los resultados no pudieron ser corroborados en el resto del año. Hermosilla & Rubio (1974) concluyen diciendo que en suelos intervenidos con prácticas agrícolas intensivas los ácaros del suborden Astigmata adquieren una relevancia significativa, desplazando a los del suborden Oribatida.

Con los datos de Hermosilla *et al.* (1977) en un suelo de características similares al local se calculó, para el ambiente natural, un valor del parámetro de 13.25, en el ganadero de baja entrada de energía y materia 4.39, en el ganadero de media entrada 3.97 y en el de elevada 1.30. En base a esos datos los autores encontraron una relación inversa entre el número de oribátidos y astigmatas, y señalaron que en esa relación se basa la importancia del balance oribátidos/astigmatas para valorar el estado del suelo.

En un trabajo en el que se comparó la fauna de artrópodos del suelo en sitios manejados por el hombre (dos, cinco y seis años de manejo) y un área marginal semi-natural, Curry & Momen (1988) encontraron una mayor densidad y diversidad de especies de oribátidos en el sitio sin manejo, mientas que los Astigmata dominaron los sitios más impactados por el hombre. Desde los datos publicados se calculó la proporción Oribatida/Astigmata y se obtuvo en el margen del campo 12.10, en la pastura de cinco años con pastoreo 0.12 y en la pastura de dos años con cortes periódicos 0.08.

Con los datos de un trabajo en un pastizal de doscientos años, pastoreado por ovejas y vacas (Curry, 1969) se calculó una proporción Oribatida/Astigmata de 14.23. Con los datos de Salt *et al.* (1948) de una pastura se calculó una relación de 1.79 y con los de Sheals (1957) de un pastizal antiguo, 3.64.

Basado en los datos de Hulsmann & Wolters (1998) se obtuvo una proporción Oribatida/Astigmata de 5.26 en un ambiente control sin cultivos mientras que basado en los datos de Davis (1963) de un pastizal el valor fue de 2.62.

Tal como lo señala Crossley (1977) los oribátidos son organismos caracterizados como k-estrategas. En este enfoque, los rasgos de historia de vida tales como la madurez retardada, el bajo potencial reproductivo, la iteroparidad y la vida prolongada de adultos son adaptaciones para la existencia en un ambiente competitivo a densidades poblacionales estables (Norton, 1994). El fuerte efecto del arado sobre los oribátidos confirma que este taxon de ácaros es más sensible a este tipo de manejo que los astigmatas (Wallwork,1976). Estos últimos, dada su capacidad de aprovechamiento de los recursos (Norton, 1994), pueden ser muy diversos y numerosos en agroecosistemas (Behan-Pelletier, 1999). Es difícil hacer generalizaciones debido a la gran diversidad de estilos de vida, pero usualmente los astigmatas presentan una fecundidad más alta, un desarrollo mucho más rápido y por lo tanto tasas reproductivas más altas que los oribátidos (Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999). Esto hace que puedan ser abundantes localmente en suelos agrícolas (Wallwork, 1971) e incrementar sus densidades como resultado de las actividades humanas tales como el desarrollo de cultivos (Kines & Sinha, 1973; Philips, 1990; Kladivko, 2001). Estos incrementos poblacionales están probablemente relacionados a la declinación de las poblaciones de predatores, el tiempo generacional corto de los astigmatas, y a la presencia de un estado dispersivo efectivo llamado "hypopus" (Behan-Pelletier, 1999). En resumen, estos ácaros colonizadores son verdaderamente de tipo r-estrategas a diferencia de cualquier especie de oribátido conocido (Norton, 1994).

Los taxones utilizados en este parámetro poseen algunas características que incrementan su importancia como herramientas para valorar la degradación de los suelos. Según Behan-Pelletier (1999) las especies y las comunidades de ácaros oribátidos y astigmatas ofrecen varias ventajas: presentan alta diversidad y densidad, son fácilmente detectados, pueden recolectarse en todas las estaciones del año, la mayoría viven en horizontes orgánicos, el sitio de la fertilidad del suelo, y representan un grupo tróficamente heterogéneo.

4.3.1.2. Oribatida / Prostigmata

La variación de este parámetro fue similar a la de proporción Oribatida/ Astigmata, con el NA y GA que presentaron valores elevados y el MI y el AG menores.
Los resultados se sustentan, al igual que en el parámetro precedente, en las diferencias en la sensibilidad a las prácticas agrícolas que ambos taxones presentan. Como se señaló anteriormente los oribátidos son muy sensibles a tales situaciones. Comparativamente los prostigmatas son más resistentes a efecto del cultivo (Beckmann, 1988; Werner & Dindal, 1990; Skubala, 1995) y en ciertos casos son beneficiados por tales practicas (Walllwork, 1980).

Kethley (1990) sugirió que la proporción Oribatida/Prostigmata puede ser algo engañosa por que aunque los oribátidos constituyen un grupo relativamente homogéneo con respecto al patrón alimentario básico, los prostigmatas son bastante heterogéneos. Ese autor considera que sería cuestionable la significancia ecológica de una relación en la cual uno de los componentes consiste en especies del mismo nivel trófico y otro de especies de niveles tróficos múltiples (fungívoros, predatores, parásitos, fitófagos).
Adicionalmente, Kethley (1990) indicó que la proporción Oribatida/Prostigmata presentó alta variación estacional, basado en un análisis de los datos de Price (1975) que dan una relación Oribatida/ Prostigmata de 3.88 para muestras tomadas en marzo, pero un valor bastante diferente (0.59) para julio.
La amplia variación estacional se evidencia en un suelo natural de la cuenca del arroyo El Bañado, donde la proporción Oribatida/Prostigmata fue de 111 en la estación seca y 6.15 en la estación lluviosa (Bedano & Cantu, 2003). Pero coinciden con los datos de La Colacha en que para suelos naturales o poco influenciados por el hombre el parámetro es mayor a uno. Los valores sin estandarizar, en promedio, fueron 2.50 para el NA, 1.54 para el GA, 0.47 para el MI y 0.74 para el AG.
Los resultados de otros autores aportan datos para calcular el parámetro Oribatida/Prostigmata que avalan lo señalado. En un campo con un suelo similar al de La Colacha (un molisol de la pampa deprimida, Bs. As.) se obtuvo una proporción Oribatida/Prostigmata igual a 4.15 en el suelo natural, 4.27 en el ganadero de bajo impacto, 1.95 en el ganadero medio y 1.55 en el ganadero de alto (Hermosilla *et al.*, 1977). En un pastizal antiguo la relación Oribatida/Prostigmata fue de 51.91 (Sheals,

1957), en un pastizal de doscientos años, pastoreado, fue de 1.28 (Curry, 1969), en otro pastizal fue de 4.90 (Davis, 1963) y en una pastura fue 13.45 (Salt *et al.*, 1948). En otra investigación esta proporción sólo superó la unidad en el margen del campo (alcanzó un valor de 11.00), mientras que en los suelos manejados como pasturas de diferentes edades fue menor a 0.8 (Curry & Momen, 1988), aunque las condiciones climáticas y edáficas fueron diferentes.

Pero existen trabajos en los cuales aun en suelos naturales, la proporción Oribatida/Prostigmata fue menor a uno (Hermosilla & Rubio, 1974; Norton & Sillman, 1985). En otro caso, en un ambiente natural y en un suelo de cultivo el valor fue mayor a uno pero no difirieron significativamente entre sí (Adejuyigbe *et al.*, 1999).

Adicionalmente, Stamou & Argyropoulou (1995) señalan que la proporción Oribatida/Prostigmata es a menudo usada como un índice de sequía de los diferentes biotopos (Wallwork, 1972; Di Castri & Vitali-Di Castri, 1981; Asikidis & Stamou 1991). En el trabajo de Stamou & Argyropoulou (1995) la relación fue alta (13.97) lo que indicaría, según los autores, buenas condiciones hídricas. En la investigación no se establece un límite inferior, o un valor en el cual las condiciones hídricas sean inconvenientes.

En este trabajo se obtuvo una correlación negativa de la densidad de Prostigmata con la humedad del suelo (en el GA). Este dato constituye otra evidencia en cuanto a relación de la proporción Oribatida/Prostigmata con las condiciones hídricas edáficas. En suelos con mayor humedad, habitarían menos cantidades de prostigmatas y por tanto la relación Oribatida/Prostigmata aumentaría. El reto en este sentido sería el poder definir ciertos límites a partir de los cuales el suelo comienza a tener problemas de sequía o exceso hídrico. Es interesante considerar que para un suelo desértico de EE.UU. Wallwork (1972) reportó una proporción Oribatida/Prostigmata de 2.94, dato que puede constituirse como base para el establecimiento de límites.

Si bien ciertos investigadores sugieren la existencia de una relación positiva entre el contenido de C orgánico del suelo y la proporción Oribatida/ Prostigmata (Loots &

Ryke, 1966; di Castri, 1973; Athias, 1975; Dindal, 1979), en esta investigación no pudo ser probada tal asociación.

4.3.1.3. Oribatida / (Astigmata+Prostigmata)

El promedio de este parámetro en toda la investigación decreció en función al incremento de la presión de manejo. Los valores en los ambientes NA y GA superaron al los del MI y el AG. En el MI no se observaron valores elevados, y en el AG sólo se calculó un parámetro igual a 1 en un mes. Pero el GA en ese mismo muestreo fue 0.99 y el MI 0.96.
Las características ecológicas de los taxones que constituyen este parámetro, y el comportamiento de los mismos, fueron señalados en los apartados anteriores.

Los valores promedio de la proporción Oribatida/(Astigmata+Prostigmata) sin estandarizar fueron 1.84, 1.23, 0.43 y 0.52 para los ambientes NA, GA, MI y AG respectivamente. El parámetro sin estandarizar en los ambientes MI y AG nunca fue mayor a 1, mientras que en el NA fue seis veces mayor que 1, y en tres oportunidades los valores fueron muy cercanos a la unidad. En el GA fue siete veces mayor que 1, y en tres estuvo muy cerca de 1.
En el suelo natural cercano a la cuenca estudiada la proporción Oribatida/ (Astigmata+Prostigmata) alcanzó valores bastante elevados (en la estación seca: 15.19; en la lluviosa: 3.68) (Bedano & Cantu, 2003).
Los datos del presente estudio coinciden con lo reportado por Hermosilla *et al.* (1977), con un valor de 3.16 en el ambiente natural, 2.16 en el ganadero de bajo impacto, 1.31 en el de medio y 0.71 en el de alto. En un trabajo anterior en un suelo similar Hermosilla & Rubio (1974) en ningún ambiente recolectaron más oribátidos que astigmatas y prostigmatas, por lo que el parámetro no superó la unidad.
En otros estudios en suelos naturales también se reportaron proporciones mayores a uno. Por ejemplo se pudo calcular desde la bibliografía proporciones tales como 1.18 (Curry, 1969), 1.58 (Salt *et al.*, 1948), 3.40 (Sheals, 1957) 1.71 (Davis, 1963).
Al igual que en el caso anterior, en el trabajo de Curry & Momen (1988) el parámetro sólo fue mayor a uno en el margen del campo (alcanzó un valor de 5.76), mientras que en los suelos manejados como pasturas de diferentes edades fue menor a 0.5.

4.3.1.4. (Oribatida+Uropodina) / (Astigmata+Prostigmata)

Tal como se puntualizó en el apartado 4.2.5. los ácaros Uropodina presentaron densidades muy bajas en los cuatro ambientes de La Colacha. Sumado a ello, en algunos ambientes no se recolectaron estos organismos en ningún muestreo. Ello hizo que la influencia de este grupo en el parámetro (Oribatida+Uropodina)/(Astigmata+Prostigmata) sea considerablemente escasa y que los valores promedio sean muy similares a los del parámetro Oribatida/ (Astigmata+Prostigmata). Considerando que estos ácaros son señalados como sensibles a la acción antrópica (Hermosilla, 1974; Hermosilla *et al.*, 1977 Koehler, 1999) es probable que en otros suelos donde se presenten mayores abundancias, se incremente su utilidad como indicador.

Este es el caso del trabajo de Hermosilla *et al.* (1977). Si se incluye a los Uropodina, se incrementa su valor en los dos ambientes más naturales y no se modifica en los más intensamente manejados. Allí se comprueba la utilidad de considerar a este grupo de ácaros.

4.3.1.5. (Oribatida+Mesostigmata) / (Astigmata+Prostigmata)

Se calculó una correlación positiva entre la densidad de Oribatida y la de Mesostigmata ($r = 0.72$, $p<0.05$). Además, se señaló con anterioridad que estos dos grupos de ácaros comparten ciertas características ecológicas. Por esto es esperable que la inclusión del taxon Mesostigmata acentúe lo indicado por el parámetro Oribatida/(Astigmata+Prostigmata) calculado anteriormente. Y así ocurrió en estos suelos. Este parámetro presenta una mejor capacidad para diferenciar los cuatro ambientes. Respondió ajustadamente al modelo teórico de respuesta optima de un indicador. Además presentó una variación intranual importante, pero no varió en gran medida entre los dos años muestreados.

Este parámetro es útil para discriminar entre los cuatro ambientes. Además separa muy claramente al NA del AG. En el NA fue siempre elevado y significativamente diferente de los más degradados. En el AG nunca superó el valor 0.3, y en el MI ocurrió esto solamente en tres casos.

Los valores sin estandarizar fueron, en promedio, 4.15 en el NA, 3.41 en el GA, 2.62 en el MI y 1.57 en el AG. La proporción (Oribatida+Mesostigmata)/ (Astigmata+Prostigmata) fue mayor a 2.5 en nueve muestreos en el NA, ocho en el GA, tres en el MI y dos en el AG.

Esta proporción calculada en base a los datos de Bedano & Cantu (2003) fue 18.37 en la estación seca y 7.20 en la lluviosa. Valores elevados fueron también reportados por Curry & Momen (1988) para el margen de un campo de cultivo (7.39) que decrecieron en pasturas de seis años (2.55 y 3.01), en pasturas de cinco años con pastoreo (1.57) y en pasturas de dos años con cortes periódicos (0.75). Conclusiones similares pueden extraerse del análisis de los datos de Hermosilla *et al.* (1977). El parámetro para el ambiente natural resultó 3.67 y decreció en los ganaderos conforme aumentó la entrada de energía y materia al sistema desde 2.78 a 1.54 y 0.81.

En otros ambientes naturales la proporción (Oribatida+Mesostigmata)/ (Astigmata+Prostigmata) fue de 3.14 (Davis, 1963) y 4.95 (Sheals, 1957). Y en un ambiente natural (pastizal de doscientos años) pastoreado por ovejas y vacas fue de 1.97 (Curry, 1969).

De todos los trabajos analizados, sólo en el de Hermosilla & Rubio (1974) se calcularon proporciones relativas de estos cuatro grupos de ácaros que no se correspondieron con la tendencia evidenciada en esta investigación y en otros artículos publicados.

4.3.1.6. Prostigmata / Acari

La proporción de prostigmatas en el total de ácaros fue mayor en los ambientes más degradados, donde se aplican prácticas agrícolas intensivas, y decreció en el ambiente GA y NA. Si bien estos organismos presentan bastante heterogeneidad en cuanto a sus rasgos de historia de vida, son más resistentes a las practicas agrícolas que los oribátidos y mesostigmatas (Walllwork, 1980; Beckmann, 1988; Werner & Dindal, 1990; Skubala, 1995). Por tanto los resultados obtenidos concuerdan con estas ideas, ya que la proporción de prostigmatas en el total de Acari aumentó en los dos ambientes con manejos más intensivos.

Los valores sin estandarizar de la proporción Prostigmata/Acari mostraron una clara división entre los ambientes NA y GA (0.23 en los dos casos) y el MI (0.38) y AG (0.39).

La proporción Prostigmata/Acari calculada desde trabajos desarrollados en suelos naturales en otros estudios fue también baja, aunque en algunos casos mucho más bajas que en La Colacha. En el trabajo de Curry (1969) en un pastizal de doscientos años fue 0.31, en el trabajo de Salt *et al.* (1948) en una pastura fue 0.03, en la publicación de Sheals (1957) en un pastizal fue 0.01. Este parámetro fue igual a 0.08 en una pastura en Inglaterra (Davis, 1963) mientras que en cercanías la cuenca estudiada se reportaron proporciones de 0.007 en la estación seca y 0.073 en la lluviosa (Bedano & Cantu, 2003).

En trabajos en los que se compararon suelos naturales con cultivados, se calculó un valor de 0.02 para el suelo no cultivado y 0.03 (promedios bianuales) para el cultivado (Sanyal, 1990) y en otro llevado a cabo en suelos argentinos, en el ambiente natural la proporción fue 0.16, en el ganadero de bajo impacto 0.14 y en el de medio y alto 0.26 y 0.25 respectivamente (Hermosilla *et al.*, 1977).

Adejuyigbe *et al.* (1999) informaron que la proporción de prostigmatas no difirió entre un suelo natural y uno de cultivo continuo de maíz y mandioca (0.10 y 0.11).

En un suelo natural en el margen de un campo, la proporción Prostigmata/Acari fue 0.06, en una pastura de seis años no manejada 0.12, en una de cinco años con pastoreo 0.16, pero en la pastura más nueva y con cortes periódicos 0.07 (Curry & Momen, 1988).

4.3.1.7. Oppiidae / Oribatida

La proporción de la familia Oppiidae en el total de oribátidos fue muy baja en el ambiente GA y más alta en el resto. El GA presentó valores menores que el resto, y sólo superó el valor 0.11 en febrero de 2001 coincidiendo con la perturbación producto de la siembra de maíz. El parámetro en los ambientes MI y AG fue elevado y en diez ocasiones fue máximo en esos suelos. Las diferencias fueron más claras entre el GA y AG.

Existen en la literatura datos algo contradictorios acerca del comportamiento de la familia Oppiidae ante las perturbaciones. Por un lado Behan-Pelletier (1999) señaló

que una comunidad de ácaros donde predomina Oppiidae sería una comunidad con una reciente perturbación. Hubert (1999) indicó que esta familia predomina en los suelos agrícolas, y esto ha sido evidente en el AG de la presente investigación. Pero otros autores señalan que el cultivo tiene un efecto negativo sobre Oppiidae y explican que podría deberse a la acción perjudicial del laboreo sobre los microorganismos (Hulsmann & Wolters, 1998). En un trabajo realizado en Alemania estos investigadores recolectaron tres veces menos Oppiidae en los suelos disturbados que en el ambiente control.

Los datos sin estandarizar fueron menores en el GA (0.05) donde sólo una vez sobrepasó el valor 0.1 (coincidiendo con la siembra), fueron intermedios en el NA (0.29) y más elevados en los ambientes MI y AG (0.36). En el AG sólo en dos muestreos el parámetro fue menor a 0.1.
Los valores calculados a partir de los datos del trabajo de Hulsmann & Wolters (1998) indicaron que en el ambiente control la proporción Oppiidae/Oribatida fue 0.38, en el cultivado con mínima perturbación fue 0.19, con media 0.13 y con máxima 0.19.

4.3.1.8. Symphyla / Myriapoda

El parámetro presentó un promedio más elevado en el MI que en los tres restantes y superó significativamente al AG. Los valores intermedios calculados para los ambientes con menor degradación no concuerdan con lo propuesto por algunos investigadores acerca de que los Symphyla son más abundantes en ambientes naturales que en campos de cultivo.
Con este parámetro no se logra establecer diferencias claras entre los ambientes MI y AG y los menos degradados.
La proporción de Symphyla en el total de miriápodos (0.34) obtenida en los ambientes NA y GA de este trabajo es inferior a la observada en un suelo similar por Bedano & Cantu (2003) pero semejante a lo señalado por Loranger *et al.* (1998) Curry (1969) y Osler & Beattie (1999) en ambientes naturales de otro s países.

4.3.1.9. Pauropoda / Myriapoda

Este parámetro es considerado útil como herramienta para discriminar el AG del resto. En ese suelo fue siempre cero, mientras que en los restantes el promedio nunca fue menor a 0.49.
El parámetro sin estandarizar del NA (0.56) es muy similar a los calculados a partir de los datos de otros autores. En base al trabajo de Loranger *et al.* (1998) se calculó un valor para un bosque de 0.59, con los datos de Curry (1969) fue de 0.56 para un pastizal antiguo y en base a los datos de Osler & Beattie (1999) se obtuvo un valor de 0.66 para un bosque mixto en Australia.

4.3.1.10. Collembola / Oribatida

En todos los ambientes se colectaron más colémbolos que oribátidos. En el MI la proporción fue más elevada que en el resto y fue especialmente baja y similar entre sí en los ambientes GA y AG.

Cancela da Fonseca & Sarkar (1998) señalaron que en suelos no disturbados la proporción Collembola/Oribatida fue menor en comparación con ambientes agrícolas pues los oribátidos decrecen con el cultivo y la aplicación de insecticidas. Esto fue evidente entre determinados ambientes, pero no puede ser generalizado, pues, por ejemplo, el GA y AG presentan promedios similares, y el MI más elevados que el NA y GA. Además, si bien es cierto que los oribátidos decrecen con el cultivo, también fue puesto de manifiesto en la bibliografía y en la presente investigación que los Collembola también son afectados.

Los valores de la proporción Collembola/Oribátida sin estandarizar fueron 22.58 en el NA, 2.41 en el GA, 65.44 en el MI y 5.21 en el AG.
El valor en el NA fue muy elevado comparado con los resultados obtenidos por otros autores. Los datos publicados son, por ejemplo, 2.50 (Curry, 1969), 1.79 (Davis, 1963), 1.21 (Hermosilla & Rubio,1974) y 1.18 (Sheals, 1957), pasando por valores intermedios como 0.66 (Salt *et al.* 1948) y 0.68 (Cancela da Fonseca & Sarkar, 1998) hasta alcanzar valores menores tales como 0.35 (Bedano & Cantu, 2003 -

estación lluviosa), 0.34 (Adejuyigbe *et al.*, 1999), 0.27 (Curry & Momen, 1988), 0.19 (Hermosilla *et al.*, 1977) y 0.08 (Bedano & Cantu, 2003 - estación seca).

En suelos cultivados los valores publicados por otros autores son también muy variables. En base a los datos de Curry & Momen (1988) se calculó una proporción Collembola/Oribatida de 15.16 en una pastura de seis años no manejada, 94.48 en una pastura de cinco años con pastoreo y 27.59 en una pastura de dos años. Pero es el único trabajo que presenta tal diferencia entre las densidades de ambos grupos y por tanto la proporción es tan alta. Con los datos de otros estudios se calcularon proporciones de 2.26 en un cultivo de arroz (Cancela da Fonseca & Sarkar, 1998), 0.28 bajo trigo (Cortet *et al.*, 2002), 0.28 bajo cultivo continuo de maíz (*Zea mays*) y mandioca (*Manihot* sp.) (Adejuyigbe *et al.*, 1999), 0.23, 0.25 y 0.13 en un suelo ganadero de bajo, medio y alto impacto respectivamente (Hermosilla *et al.*, 1977) y 0.33 en una pastura permanente (Hermosilla & Rubio, 1974).

4.3.1.11. Grupo Brachychthoniidae-Tectocepheidae-Oppiidae (B-T-O)
4.3.1.12. Grupo BTO / Oribatida

La proporción de estos organismos en el total de Oribatida fue en promedio alta y similar entre sí en el NA (0.67), MI (0.61) y AG (0.58), y significativamente más baja en el GA (0.07). Las diferencias entre el GA y los ambientes con manejos agrícolas coinciden con lo esperado, si se considera que las especies del grupo B-T-O son dominantes en los suelos cultivados (Behan-Pelletier, 1999).
Se ha señalado a varias especies de los géneros *Brachychthonius, Tectocepheus, Oppia* y *Suctobelba* como colonizadores primarios en suelos agrícolas (Karg, 1978). Muchas de estas son pioneras y son tolerantes a la sequía. Además la mayoría de las especies de las familias BTO presentan teletoquia, un reflejo del "genotipo de propósitos generales" de estos organismos (Norton, 1994). Behan-Pelletier (1999) concluye que una comunidad de oribátidos dominada por ácaros de las familias Brachychthoniidae, Tectocepheidae y Oppiidae indica una modificación reciente, aunque no indica la naturaleza específica de la misma.

Los valores sin estandarizar (NA=0.57, GA=0.15, MI=0.56 y AG=0.48) coinciden con los valores de esta proporción que pudieron ser calculados a partir de los datos reportados por Hulsmann & Wolters (1998). Se calculó un valor de 0.45 para el ambiente control, decreció a 0.20 bajo una degradación media y se elevó en un suelo con manejo de máxima perturbación, pero sólo hasta un valor de 0.23

La elevada proporción de B-T-O en el total de Oribatida en el NA puede explicarse por el hecho de que si bien las especies de estas familias son muy comunes y dominan la comunidad de oribátidos en suelos cultivados, ha sido señalado que pueden persistir en suelos más maduros y estables y no se restringen exclusivamente a sitios perturbados (Norton, 1994).

4.3.2. Proporciones relativas de los diferentes grupos tróficos

A medida que se incrementa la entrada de energía y materia en el sistema, además del decrecimiento en las densidades de algunos grupos de microartrópodos ha sido demostrado que ocurren un número de cambios en las proporciones de los diferentes grupos tróficos (Siepel, 1996b).

En el estudio de la ecología del suelo se reconoce una limitante importante para poder comprender el efecto de las perturbaciones antrópicas sobre los diferentes grupos tróficos. Aun no se cuenta con una verdadera teoría de composición de comunidades de artrópodos del suelo, comparable a los sistemas desarrollados en otros ámbitos de la ecología. Al respecto, Van Straalen (1997) sugiere que esto podría deberse a una ausencia de conocimiento de ciertos parámetros ecológicos de las especies (reproducción, alimentación, ciclo de vida), que permita entender la ocurrencia de éstas en base sus respuestas ecofisiológicas a factores edáficos específicos. Pero existen trabajos que, aun sin llegar a convertirse en un cuerpo teórico pueden ser utilizados como base para identificar parámetros como potenciales indicadores de calidad de suelos en base a los grupos tróficos (por ej. Hulsmann & Wolters, 1998). Van Straalen (1997) indicó que el análisis es bastante complicado puesto que la mayoría de los grupos de microartrópodos no exhiben un alto grado de especialización alimentaria.

Existen ejemplos de la utilización de los microartrópodos del suelo como indicadores agrupados en base a los hábitos alimenticios. Por ejemplo Kay *et al.* (1999) utilizaron la comunidad de ácaros como indicadores de exposición a estrés ambiental en un desierto. Agruparon a los Prostigmatas en gremios alimentarios y basaron la designación de las familias a los gremios en datos bibliográficos. En esa investigación concluyeron que los microartrópodos son buenos indicadores de perturbaciones en esos suelos. Los prostigmatas de la familia Nanorchestidae de hábitos microbívoros (comedores de bacterias, hongos y algas) fueron el gremio trófico más abundante y de respuesta más sensible.

4.3.2.1. Proporción de predatores

Siepel (1996b) sugirió que ocurre un incremento de los predatores en ambientes ganaderos de baja entrada de insumos con respecto a bosques naturales y entre suelos ganaderos de baja entrada y los mismos con elevado ingreso de energía y materia. Sin embargo otros autores señalan que el cultivo también afecta adversamente otras especies de invertebrados influyendo directa o indirectamente a muchos artrópodos predatores (Bunce *et al.*, 1993; Larink, 1997).

4.3.2.1.1. Acari predatores / Acari

Se definió como ácaros predatores a los ácaros Gamasina y algunos taxones dentro de Prostigmata que son considerados predatores por varios autores (Davis, 1963; Wallwork, 1971; Peachey *et al.*, 2002). La respuesta de este parámetro se asemeja a lo esperado por el modelo de respuesta óptima de los indicadores. Los valores fueron elevados en el NA y decrecieron paulatinamente conforme aumentó el gradiente de intensidad de intervención humana. La menor proporción de mesostigmatas predatores en el total de ácaros en los ambientes más degradados es contrario con lo que señaló Siepel (1996b) acerca de que ocurre un incremento de los predatores en sitios con alto ingreso de energía y materia.

Considerando los valores sin estandarizar no fue posible diferenciar claramente entre los ambientes. En el NA la proporción fue 0.52, en el GA 0.47, en el MI 0.40 y en el AG 0.41.

4.3.2.1.2. Prostigmata predatores / Prostigmata

En este parámetro también se evidenció una mayor proporción de predatores en los ambientes menos impactados. La disminución de este grupo de prostigmatas coincide con lo señalado para el caso de los ácaros predatores en total en el parámetro anterior, por lo que tampoco concuerda con lo señalado por Siepel (1996b). Pero a pesar de ello, esta relación podría ser utilizada como indicador, dada su capacidad para discriminar entre los ambientes.
En este caso a diferencia del parámetro anterior, las diferencias entre los ambientes también se ven reflejadas en los datos sin estandarizar. El NA presentó valores elevados, que decrecieron hacia el AG.

4.3.2.2. Proporción de fungívoros y bacteriófagos

El análisis de los gremios alimentarios de los microartrópodos es un indicador obvio de la naturaleza del material orgánico del suelo. Por ejemplo, una baja proporción de organismos fungívoros en una comunidad indica una baja dominancia de hongos en la microflora (Van Straalen, 1997).
La base teórica para el desarrollo de este tipo de indicadores es que en los sistema de cultivo tradicional la cadena alimentaria descomponedora es de base bacteriana y en los ambientes naturales o en sistemas de siembra directa la cadena es de base fúngica (Hendrix *et al.*, 1986). Siepel (1996b) encontró que la comunidad de microartrópodos en los sitios de baja entrada de energía y materia estuvo dominada por organismos fungívoros, mientras que en los sitios de alta entrada de energía y materia fueron remplazados por organismos bacteriófagos. En consecuencia, en general los manejos intensivos con grandes cantidades de insumos, energía de fertilizantes inorgánicos y altas densidades de pastoreo tienden a favorecer a las especies bacteriófagas. Contrariamente, los suelos con manejos de baja entrada de

energía y materia contienen una fauna caracterizada por especies en general fungívoras (Bardgett & Cook, 1998).

4.3.2.2.1. Oribatida fungívoros / Oribatida

Siepel (1993) clasificó a los oribátidos en cinco gremios tróficos principales y dos secundarios. Concluyó que la diferencia principal entre los ambientes cultivados más intensamente con los naturales es que en aquellos decrece la proporción de organismos que ingieren hongos.

En los promedios bianuales de este parámetro se observó que en el NA fue mayor que el resto, pero las diferencias no pudieron ser comprobadas estadísticamente. Entre los tres ambientes manejados por el hombre no se evidenciaron diferencias en los promedios, puesto que los valores presentaron gran variación estacional y esta fue diferente en cada ambiente. Esto oscureció en cierta medida la posibilidad de utilizar este parámetro como indicador.
Estos resultados parecieran apoyar lo señalado por Hulsmann & Wolters (1998) y Siepel (1996b) quienes establecieron que el cultivo afecta significativamente a las especies de oribátidos fungívoras pero no a otros grupos tróficos. Y lo sugerido por Gupta (1994) acerca de que los ácaros fungívoros son particularmente afectados por el cultivo del suelo. En el trabajo de Hulsmann & Wolters (1998) las especies fungívoras fueron reducidas significativamente en todos los tratamientos de cultivos.

4.3.2.2.2. Prostigmata fungívoros/Prostigmata

Los valores más elevados del parámetro corresponden al GA con un promedio de 0.85 que no decreció por debajo del punto 0.6. Los ambientes más degradados presentaron un promedio menor, similar al del NA.
La relación entre el GA y los mas alterados responde a lo señalado anteriormente por Gupta (1994), Siepel (1996b) y Hulsmann & Wolters (1998). El efecto del cultivo es más evidente sobre los ácaros fungívoros, y particularmente en este caso, los Prostigmata fungívoros fueron ciertamente afectados por el cultivo del suelo.

4.4. PARÁMETROS A NIVEL DE COMUNIDAD

4.4.1. Estructura de la comunidad de microartrópodos de agosto de 1999

4.4.1.1. Riqueza de especies

La riqueza específica de los diferentes taxones en el análisis del muestreo de agosto de 1999 fue diferencialmente afectada por los manejos aplicados en cada ambiente. Los microartrópodos en total presentaron mayor número de especies en el GA (66 especies) y AG (63 especies) que en el NA que presentó valores intermedios (51 especies) y que el MI donde fue mínima (31 especies). Estos resultados son esperables si se consideran las múltiples tácticas de historia de vida de las diferentes especies de microartrópodos. Por ejemplo, en el ambiente más degradado pueden llevar a cabo su ciclo de vida casi el mismo número de especies que en el GA. Si bien Wallwork (1970) señaló que al contrario que los ecosistemas naturales, los sistemas agrícolas están en general empobrecidos en cuanto a la riqueza específica de microartrópodos, hay que considerar que existen especies, dentro de este nivel taxonómico de análisis, que son favorecidas y otras perjudicadas por las prácticas agrícolas.

La mayoría de los microartrópodos en los cuatro ambientes fueron ácaros. Por ello el patrón de variación de la riqueza específica de los microartrópodos entre los ambientes respondió mayormente a las poblaciones de Acari.

La riqueza específica de microartrópodos hallada en este trabajo es comparable con los valores observados por otros autores para suelos similares. Bedano & Cantu (2003) recolectaron en un suelo natural un total de 52 morfoespecies de microartrópodos y lo consideraron similar a la riqueza específica de otros ambientes naturales (Davis, 1963; Izarra, 1970; Hermosilla & Rubio, 1974; Izarra & Boo, 1980; Bernava *et al.*, 1998; Scampini *et al.*, 2000). Sin embargo se han encontrado números de especies mucho más elevados que los anteriores. Curry (1970) encontraron una riqueza de especies de microartrópodos en un pastizal 200 años pastoreado de 122 especies, y 120 y 112 especies en dos ambientes cultivados.

La proporción de ácaros en el total de microartrópodos varió según cada ambiente. En el NA los ácaros representaron el 77 % de los microartrópodos; en el GA el 83 %; en el MI el 74 % y en el AG el 73 %. Consecuentemente en este grupo se evidenció el mismo patrón de variación entre los ambientes que el descripto para el total de

microartrópodos. Los valores hallados en esta investigación se asemejan a los presentados por otros autores. Por ejemplo, Bolger & Curry (1984) en una pastura de 15 años en Irlanda observaron una riqueza de ácaros de 27 especies en un sitio en Johnstown y 46 spp. en Celbridge y un elevado valor de 80 spp. en Kilmore. En ambientes naturales se han hallado desde 10 especies en un suelo de pradera (Ford, 1935), 19 en un pastizal viejo (Dhillon & Gibson, 1962), 36 en un pastizal similar (Sheals, 1957) y 23 en el margen natural de un campo (Curry & Momen, 1988), hasta 146 especies de ácaros en un pastizal de 200 años de antigüedad sin registros de cultivos (Curry, 1969).

En ambientes ganaderos con distintos manejos Curry & Momen (1988) han encontrado 25, 23, 21 y 17 especies de ácaros, valores que representan casi la mitad de las especies del GA de la cuenca en estudio.

La alta riqueza de Acari observada en el AG que superó al NA y MI no concuerda con los resultados de Sanyal (1990) quien encontró que la diversidad de ácaros en un suelo cultivado fue menor en comparación con uno sin cultivos.

En un trabajo que compara la riqueza de especies de Acari no se encontraron claras diferencias entre el ambiente control y dos sistemas de cultivo, con diversos manejos agronómicos, con 89 especies en el natural y 84 y 90 en los cultivados (Curry, 1970).

La elevada riqueza de especies de ácaros observada en el GA respondió principalmente a la considerable riqueza del suborden Mesostigmata en ese ambiente. Un evento similar fue evidente en el AG.

En suelos ganaderos, Curry & Momen (1988) encontraron una riqueza de Mesostigmata que varió desde 6 especies en una pastura de cinco años con pastoreo a 10 especies en una pastura de seis años no manejada.

En ambientes naturales se han reportado datos de riqueza de, por ejemplo, 52 (Curry, 1969), 36 (Davis, 1963) y 9 especies de Mesostigmata (Curry & Momen, 1988).

Sanyal (1990) recolectó cinco especies de mesostigmatas en un suelo no cultivado y tres en un suelo con cultivo. Curry (1970) publicó una riqueza de especies de Mesostigmata en un pastizal de 200 años (control) de 39 especies, 34 en un sitio con cultivo y 37 en un ambiente que recibió herbicidas y luego fue sembrado.

La riqueza de oribátidos fue mayor en el NA, seguido por el GA y decreció en el MI. Pero el AG presentó la misma riqueza que el GA. A excepción de lo señalado para el AG, la riqueza de oribátidos disminuyó con el aumento de la presión antrópica en el sistema. Esto coincide con lo señalado en los apartados correspondientes a la densidad de este suborden de ácaros en cuanto a la sensibilidad de los mismo al cultivo. Pero la alta riqueza evidenciada en el AG no concuerda con esas observaciones.

Curry & Momen (1988) hallaron una riqueza de Oribatida de 9 especies en el margen de un campo, 8 en una pastura de seis años no manejada y 7 en el mismo ambiente pero con la realización de cortes periódicos. Encontraron 4 especies en una pastura de cinco años con pastoreo y 4 en una pastura de dos años con cortes. Los autores concluyeron que los oribátidos son encontrados en gran diversidad en sitios naturales, estables, con materia orgánica acumulada en la superficie y son a menudo el componente dominante de la fauna de ácaros en esas situaciones.

La riqueza de especies encontrada en el AG se asemeja a lo informado por Scampini *et al.* (2000) en un campo agrícola (10 especies) desarrollado sobre un Argiudol típico en Laguna de los Padres, Mar del Plata. Estos autores recolectaron en el ambiente control de ese estudio un total de 29 especies de oribátidos y 32 en una bordura entre ambos, lo que supera en más de cuatro veces a los valores del NA de la cuenca estudiada. En otros ambientes naturales se han informado, por ejemplo, 20 especies en un pastizal en Inglaterra (Davis, 1963) y 32 en un pastizal de Irlanda (Curry, 1969).

Curry (1970) no encontró diferencias en la riqueza de oribátidos entre un pastizal natural y dos cultivos, con y sin herbicidas. En los tres casos recolectó 25 especies de oribátidos. En la India, Sanyal (1990) recolectó once especies de Oribatida en un suelo no cultivado y seis especies en el suelo de cultivo.

En el NA se recolectaron más especies de Prostigmata que en el resto. Esto concuerda con Sanyal (1990) quien recolectó más especies de prostigmatas en un suelo sin cultivos que en uno cultivado.

Pero otros autores no hallaron diferencias entre ambientes naturales y cultivados. Curry (1970) no observó diferencias en la riqueza de especies de Prostigmata entre un pastizal (control) y dos suelos cultivados con y sin herbicidas. Recolectó 20,19 y

21 especies respectivamente. Curry & Momen (1988) hallaron dos especies de Prostigmata tanto en el margen natural de un campo como en cuatro pasturas con diferentes manejos.
Los valores observados en el NA local son bastante inferiores a los indicados por otros autores. Davis (1963) halló 23 especies en Inglaterra, Weis-Fogh (1948) 57 especies en una pastura en Suecia, Wood (1967) 37 especies en un pastizal inglés y Curry (1969) 51 especies en un pastizal de 200 años.

Los astigmatas son menos comunes en la mayoría de los suelos que los otros tres subórdenes de ácaros (Behan-Pelletier, 1999). La menor riqueza observada en este trabajo concuerda con los valores presentados por otros autores. Davis (1963) halló 5 especies en un suelo natural y Curry (1969) recolectó un número más elevado de especies en un suelo de un pastizal añejo (11 especies).
La mayor riqueza de este grupo de ácaros en el AG, en comparación con el NA, concuerda con lo propuesto por numerosos autores (Wallwork, 1971; Kines & Sinha, 1973; Philips, 1990; Norton, 1994; Behan-Pelletier, 1999) acerca de que los Astigmata se ven a menudo favorecidos por las actividades humanas como lo es el desarrollo de cultivos.
Esto fue también evidenciado en otras investigaciones. Curry & Momen (1988) encontraron tres especies en un margen de un campo, cinco en pasturas de seis y cinco años y seis especies en una pastura de dos años. Curry (1970) observó una riqueza de cinco especies de Astigmata en un ambiente control y seis en dos suelos bajo cultivos.

Al igual que ocurrió con la densidad poblacional, la riqueza de Astigmata fue mayor en el AG y menor en el NA, mientras que lo opuesto ocurrió con la riqueza de Oribatida. Es claro que en el NA hubo más oribátidos y menos astigmatas que en el AG, tal como fue señalado por Curry & Momen (1998) quienes observaron un menor número de taxones de astigmatas y una riqueza más elevada de Oribatida en el margen natural con respecto a los sitios cultivados.

La mayor riqueza de Collembola se observó en el AG, pero los ambientes NA y GA presentaron valores semejantes. La riqueza en los cuatro sitios se considera escasa en relación a otros estudios, como por ejemplo el trabajo de Izarra (1970) quien en el

cerro de la Ventana en un ambiente natural recolectó 33 especies y señaló, en base a otras investigaciones, que ese número no indica una gran riqueza. Bolger & Curry (1984) en una pastura de 15 años en Irlanda hallaron una riqueza de Collembola de 27 especies en la localidad de Kilmore. Pero en otros dos ambientes naturales cercanos los mismos autores recolectaron 17 y 15 especies, lo que se asemeja a los informado en la presente investigación. Adicionalmente, en un trabajo de la provincia de Buenos Aires Hermosilla & Rubio (1974) hallaron 10 especies de colémbolos. Bandyopadhyaya *et al.* (2002) hallaron 11 especies en la India, valores aun menores al de La Colacha. Ford (1935) halló 10 especies en un suelo de pradera, Sheals (1957) 18 y Dhillon & Gibson (1962) 16 en pastizales antiguos. Cuarenta y una especies de Collembola fueron identificadas por Curry (1969) en un pastizal de 200 años en Irlanda. Persson & Lohm (1977) encontraron 24 especies de colémbolos en un pastizal antiguo.

La riqueza de colémbolos en el AG y MI coincide con los valores citados por Lagerlof & Andren (1991) quienes encontraron 13 especies en un lote con cebada sin fertilizantes nitrogenados, y 14 especies en tres casos de sitios agrícolas, uno sembrado con cebada con aplicación de fertilizantes nitrogenados, y en dos pasturas con diferentes especies vegetales dominantes. Estos autores señalaron que el número de especies de colémbolos encontradas en su estudio fue similar al observado por otros trabajos en tierras agrícolas.

Pero los datos de riqueza en los ambientes AG y MI de La Colacha son menores que lo citado por otros autores para ambientes similares. En agroecosistemas de Eslovaquia se recolectaron 46 especies de colémbolos (Kovac & Miklisova, 1995) y 45 especies en otra investigación posterior (Kovac & Miklisova, 1997). Pero en ambos casos los autores concluyeron en que la riqueza fue mucho más elevada que la señalada por otros estudios en tierras agrícolas (Heisler, 1989; Rusek, 1990; Sterzynska, 1990; Lagerlof & Andren, 1991; Filser, 1992).

Curry (1970) no halló diferencias entre la riqueza de especies de colémbolos de un pastizal antiguo (33 especies), un suelo con cultivo sin herbicidas (28 especies) y uno con herbicidas (31 especies). En un ambiente agrícola de Brasil, la riqueza de colémbolos fue de 24 especies (Culik *et al.*, 2002).

Las diferencias observadas en la riqueza de especies de los grupos taxonómicos evaluados en el mes de agosto de 1999 no permiten, en general, utilizar este parámetro como indicador para establecer diferencias entre los ambientes. No se evidencia claramente lo propuesto por Behan-Pelletier (1999), quien señaló que la valoración de la riqueza específica de la comunidad de ácaros del suelo provee un indicador simple de la complejidad ecológica de la comunidad del suelo. Se comprueba lo señalado por Davis (1963) de que es improbable que el número de especies sea un buen criterio para la medición de cambios pequeños en el ambiente.

En este estudio se puede concluir que tal como sucedió con la densidad, existe una mayor riqueza de ácaros oribátidos en el NA que en el AG y lo inverso ocurre en el caso de ácaros astigmatas.

4.4.1.2. Indices de estructura

Para el cálculo de los índices de diversidad se requiere un conocimiento acabado de la taxonomía de los organismos en cuestión, lo que en Argentina representa un gran impedimento dada la escasa información existente sobre la fauna del suelo en general. Esto hizo que en esta investigación se puedan obtener estos parámetros biológicos para la comunidades de microartrópodos, de ácaros y colémbolos sólo para el primer muestreo del presente trabajo. En los restantes meses, se calcularon estos parámetros para la comunidad de ácaros oribátidos.

En la comunidad de microartrópodos el índice de diversidad de Shannon, la diversidad Alfa y el índice de equitatividad presentaron un patrón de variación semejante entre los cuatro ambientes. Los tres parámetros fueron más elevados en los ambientes GA y AG. El índice de dominancia y de diversidad de Simpson presentaron un patrón de variación inverso al de los tres índices anteriores.

Los valores de los índices calculados en el NA fueron menores que los hallados en un ambiente natural similar al local por Bedano & Cantú (2003). En ese trabajo el índice de Shannon fue 0.96, la equitatividad 0.64, el índice de Simpson fue 0.18 y la diversidad Alfa 6.48. La dominancia en el NA de la cuenca estudiada fue mayor que en el estudio citado.

En la comunidad de ácaros el índice de Shannon y la diversidad Alfa tuvieron una variación entre los ambientes similar al de la comunidad de microartrópodos en total. Los valores del índice de Simpson y de dominancia de la comunidad fueron muy similares entre el ambiente menos y el más degradado. Los sitios ubicados entre estos dos extremos del gradiente de degradación presentaron valores menores.

Los parámetros de estructura de la comunidad de Collembola fueron, al igual que en la de ácaros, muy similares a los de la comunidad de microartrópodos en total. En la comunidad de colémbolos el índice de Shannon, la equitatividad y la diversidad Alfa presentaron una variación entre los ambientes similar entre sí. Fueron más elevados en el GA y AG que en los demás. Y los valores de los índices de Simpson y de dominancia fueron semejantes entre sí, y variaron inversamente a los tres citados anteriormente.

En agroecosistemas de Brasil Culik *et al.* (2002) calcularon un índice de equitatividad promedio de 0.56, similar a los valores de los ambientes con manejos agrícolas de La Colacha. Pero estos valores son menores en relación a la equitatividad de 0.78 observada por Kovac & Miklisova en Eslovaquia (1997).

En el NA el índice de Shannon fue de 0.88, en el GA 2.0, en el MI 1.38 y en el AG 2.46. Los resultados de los dos ambientes con manejo agrícola son similares a los presentados por Culik *et al.* (2002) para ecosistemas agrícolas quienes calcularon un valor de 1.81. Valores más elevados fueron reportados por Kovac & Miklisova (1997), Shannon promedio: 3.0 y Kovac & Miklisova (1995), Shannon promedio: 3.12.

4.4.2. Estructura de la comunidad de Oribatida de los doce muestreos

4.4.2.1. Riqueza de especies

La riqueza específica de oribátidos acumulada en los dos años fue superior en los ambientes NA y GA lo que coincide con lo esperado y con lo que se evidenció en el análisis de los datos del primer muestreo (agosto de 1999) relacionado a la sensibilidad de este grupo al cultivo. Varios autores han señalado que los oribátidos

presentan gran diversidad en sitios naturales, estables, con altos contenidos de materia orgánica (Haarlov, 1960; Curry, 1969; Ghilarov, 1975; Wallwork, 1976; Norton & Sillman, 1985; Curry & Momen, 1988; Cancela da Fonseca & Sarkar, 1998; Hulsmann & Wolters, 1998; Behan-Pelletier, 1999). Pero no concuerda con ese punto de vista la alta riqueza de Oribatida observada en el AG.

Tal como se indicó anteriormente, en un trabajo comparando un sitio natural y cinco ganaderos, Curry & Momen (1988) observaron 9 especies de Oribatida en el ambiente control, 8 en una pastura de seis años sin manejos, 7 en una pastura similar pero con cortes periódicos, 4 en una pastura de cinco años con pastoreo y 4 en una pastura de dos años con cortes. En una investigación que contrastó la riqueza de oribátidos en diversas situaciones, Sanyal (1990) recolectó once especies en un suelo no cultivado y seis especies en el suelo de cultivo. Pero en Irlanda, Curry (1970) recolectó 25 especies de oribátidos en un pastizal natural y el mismo número en dos campos de cultivo.

La riqueza del NA fue marcadamente inferior a la informada por Scampini *et al.* (2000) para un suelo de una reserva natural en cercanías de Mar del Plata, donde hallaron 29 especies de oribátidos. También es más elevado el valor de riqueza (32 especies) de un suelo natural publicado por Curry (1969) en un pastizal de Irlanda y las 20 especies en un pastizal en Inglaterra (Davis, 1963).
Los resultados de la riqueza del AG coinciden con las 10 especies recolectadas por Scampini *et al.* (2000) en un campo agrícola.

El parámetro estandarizado basado en la riqueza específica de la comunidad de Oribatida permitió discriminar entre los ambientes NA y GA y los dos más degradados, aunque separó más claramente al MI de los dos primeros por sus menores valores. El promedio bianual en los dos primeros ambientes fue mayor a 0.6 y en el MI no alcanzó el valor 0.1.
El NA presentó un valor promedio inferior al GA puesto que en una ocasión (abril de 2001) el parámetro fue cero en ese suelo, lo que hizo decrecer el valor promedio bianual. Si bien presentó algunos valores elevados en el AG, lo que hizo elevar el promedio bianual a 0.56, resulta interesante observar el comportamiento de los valores en los ambientes menos degradados en esos mismos muestreos. Fue

máximo en cuatro ocasiones en el AG, pero en tres de esos dos meses también el parámetro fue máximo en el GA o el NA. En abril de 2000 fue 1 en el AG, y allí en el GA fue 0,8.

La mayor cantidad de especies exclusivas en el NA con respecto al resto, indica que en ese suelo sin laboreo agrícola, con ausencia de perturbaciones antrópicas y con altos contenidos de humedad y materia orgánica, pueden desarrollarse ciertas especies que en los ambientes con algún tipo de manejo agrícola o ganadero ven imposibilitado su desarrollo.

Es interesante señalar que las cuatro especies exclusivas del NA presentaron densidades muy bajas, y se las considera especies raras. Dos de ellas (*Ramusella cordobensis* y *Austrogneta* sp.) se recolectaron en un sólo muestreo, con un individuo de cada una y *Sacculoppia singularis* presentó dos organismos en un sólo muestreo. La restante especie exclusiva del NA, *Galumna* sp., presentó una densidad total de 10 individuos en los dos años, y estuvo presente sólo en tres muestreos.

La especie exclusiva del GA, *Torpacarus ommitens ommitens*, presentó en los dos años siete organismos en total y sólo fue recolectada en dos muestreos.

La existencia de dos especies exclusivas en el AG confirma que dentro del suborden Oribatida existen algunas especies menos sensibles a las prácticas agrícolas, que tienen preferencia por hábitats más degradados en términos de calidad de suelo, pero que posiblemente presenten menor competencia interespecífica que los ambientes más maduros. Pero hay que tener en cuenta que *Trhypochthonius breviclava* y *Microppia minus* fueron colectadas una vez cada una en los dos años, y en ambos casos se halló un sólo individuo.

Por el carácter de especies raras que tienen las recolectadas exclusivamente en un ambiente, se considera que su importancia como indicadores para diferenciar entre éstos es baja, pues un requisito señalado por la mayoría de los autores como indispensable, es que los taxones usados como indicadores no sean raros (Elliot, 1997; Van Straalen, 1997; Doran & Zeiss, 2000). Por ejemplo, la no ocurrencia de la especie *Sacculoppia singularis* puede darse en un ambiente degradado, puesto que es sensible a esas condiciones, o puede darse en uno natural, debido a que por su baja densidad no fue recolectado en las muestras tomadas. Por tanto las especies

consideradas "raras" por presentar baja densidad poblacional, no cumplen con un requisito indispensable para ser usadas como indicadoras.

4.4.2.2. Indices de estructura

Dado que en este país la taxonomía de este suborden de ácaros está más desarrollada que la de los restantes taxones, se pudo avanzar con la determinación de los organismos al nivel de especie en todos muestreos.
En el análisis de los resultados de los índices de estructura de la comunidad de Oribatida se evidencia que los valores no difirieron en gran medida entre los cuatro ambientes. El Indice de Shannon, el de equitatividad y el de diversidad Alfa presentaron una variación semejante entre los ambientes. Los valores más elevados se observaron en el GA y AG. Estos resultados no coinciden con lo esperado en cuanto a la mayor diversidad de la comunidad de oribátidos en ambientes naturales.
Los índices de Simpson y de dominancia presentaron valores menores en el AG que en el resto. En este caso, la diversidad de la comunidad valorada a través del índice de Simpson responde a lo señalado en relación al menor valor en el sitio más degradado con respecto a los de mayor calidad (Curry & Momen, 1988).

Tal como se procedió con los parámetros basados en la densidad de los diferentes taxones, los datos de los índices de estructura de la comunidad de oribátidos para cada fecha de muestreo se estandarizaron para realizar comparaciones entre los cuatro suelos.
El parámetro estandarizado basado en el índice de Shannon presentó un promedio semejante entre los ambientes NA, GA y AG superior al del MI. El patrón de variación de los valores no permitió establecer diferencias claras entre los ambientes. Lo mismo ocurrió con los parámetros basados en los índices de diversidad Alfa, de Simpson y de equitatividad. Con todos éstos no fue posible establecer diferencias entre los ambientes que permitan usar estos parámetros como indicadores de calidad de suelos.

La importancia de la especie proporcionalmente más abundante de la comunidad de cada muestreo en cada ambiente, valorada a través del índice de dominancia, fue

mayor en el MI. Los promedios bianuales estandarizados en cada ambiente indicaron que en el NA la dominancia de una especie fue menor que en el resto. Pero los datos fueron muy variables en el tiempo, lo que dificultó la identificación de un patrón de variación apto para su uso como indicador de degradación de suelo.

Los resultados obtenidos, tanto para el mes de agosto de 1999 en cuanto a los índices de diversidad de la comunidad de microartrópodos, ácaros y colémbolos, como los datos bianuales de la comunidad de Oribatida, no permitieron discriminar los ambientes. No se evidenció un patrón de variación de los índices entre los ambientes que tenga un sustento teórico que explique las diferencias observadas. En varios casos los índices han sido muy similares en ambientes tan disimiles como el NA y el GA.

Otros autores también han señalado que los índices de diversidad no son muy útiles como indicadores de calidad de suelo (Linden *et al.*, 1994; Van Straalen, 1998; Lavelle & Nahmani, 2000). Wardle (1995) utilizó el índice de diversidad de Shannon para valorar la influencia de la labranza en la biodiversidad de varios grupos de organismos edáficos, entre ellos ácaros y colémbolos. La respuesta de la mesofauna fue impredecible, con algunas experiencias que evidenciaron mayor diversidad en respuesta a la labranza y otras lo inverso.

Numerosos investigadores indican que los índices de diversidad reaccionan de una manera poco específica a los cambios ambientales porque existen muchos factores que influencian la diversidad (Pankhurst, 1997; Van Straalen, 1998). Además, se ha sugerido que si bien los índices de diversidad resumen una gran cantidad de información, son costosos de obtener, consumen mucho tiempo y proveen escasos argumentos para el entendimiento de los mecanismos subyacentes a los cambios (Linden *et al.*, 1994).

4.5. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS MULTIVARIADOS

4.5.1. Análisis de conglomerados

Mediante esta técnica multivariada de análisis de datos, se logró diferenciar los ambientes degradados del NA y el GA, en la mayoría de los casos.
Utilizando los datos de la densidad de Acari y Collembola, o la de Oppiidae, Uropodina, Gamasina y Rhodacaridae, o los parámetros Oribatida/Astigmata, Oribatida/Prostigmata, Oribatida/(Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+Uropodina)/(Astigmata+ Prostigmata), (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) o los parámetros Acari, Oribatida y Mesostigmata, los ambientes se separaron en dos grupos principales: uno formado por los ambientes MI y AG y otro por el GA y el NA.

Cuando se utilizaron los parámetros que presentaron una respuesta lineal, inversamente proporcional al incremento en el impacto humano, se obtuvo un agrupamiento que separó muy claramente a los ambientes según el manejo aplicado. El grupo de parámetros usados en este caso fue Collembola, Uropodina, *M. macrochaeta*, Oribatida/Astigmata, Oribatida/Prostigmata, Oribatida/(Astigmata+ Prostigmata), (Oribatida+Uropodina)/(Astigmata+Prostigmata) y (Oribatida+ Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata). Una respuesta similar se obtuvo utilizando los parámetros basados en la densidad de especies, *M. macrochaeta, Tectocepheus* sp. *y O. nova.*

También se logró un buen resultado en cuanto a la separación de los ambientes según el manejo aplicado cuando el análisis de basó en los parámetros Pauropoda/Myriapoda, Symphyla/Myriapoda, Collembola/ Oribatida, BTO/Oribatida y Oribatida fungívoros/Oribatida. Mediante este análisis se logró discriminar entre los ambientes siguiendo el gradiente desde el NA, AG y los dos más impactados, pero el orden entre estos dos últimos estuvo invertido.

Los parámetros que presentaron una respuesta acampanada directa (Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata y Rhodacaridae) y los de respuesta acampanada inversa (*Tectocepheus*/Oribatida, Oppiidae, Oppiidae/Oribatida, *O. nova*/Oribatida y BTO/Oribatida) produjeron el mismo tipo de agrupamiento. En

ambos casos se separó al GA del resto y luego al NA, mientras que el AG y MI fueron agrupados juntos.

Por ultimo, se evidenció que mediante el uso de solamente las densidades de los grupos de alta jerarquía como Acari, Collembola y Myriapoda no fue posible discriminar los ambientes.

Por lo señalado, queda evidenciado que el análisis de agrupamiento basado en las poblaciones de ciertos grupos microartrópodos y en las proporciones calculadas en base a ellas, puede ser utilizado como indicador de degradación de suelo. El agrupamiento con la mayoría de las variables utilizadas indicó que las comunidades de los ambientes degradados fueron similares entre sí, y diferentes de las de los ambientes NA y GA.

4.5.2. Análisis de componentes principales

El análisis fue diseñado para clasificar los ambientes en base a la correspondencia entre dos grupos de variables: las densidades poblacionales de los organismos y los factores edáficos. Con los resultados obtenidos fue posible discriminar entre los cuatro ambientes en función del manejo del suelo, a través de la evaluación integrada de algunos parámetros relevantes. Los gráficos obtenidos proveen una imagen clara y completa de la influencia de las variables en los ambientes y de la asociación existente entre ellos.

En el análisis desarrollado con todas la variables de densidades de población de organismos y con los parámetros evaluados como potenciales indicadores, se obtuvo que el NA estuvo asociado a la densidad de Collembola, *M. macrochaeta*, y Uropodina. y a las proporciones *M. macrochaeta*/Collembola, Oribatida/ Prostigmata, Oribatida/(Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+Uropodina)/ (Astigmata+ Prostigmata), (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) y Paurópoda/ Myriapoda. Estos resultados son consistentes con lo propuesto por la mayoría de los autores citados anteriormente en relación al predominio de Oribatida sobre los restantes grupos de ácaros en ambientes naturales. Además coincide con lo hallado

en otros trabajos respecto de la abundancia de colémbolos y paurópodos en suelos sin laboreo.

El GA se relacionó con la densidad de Mesostigmata, Gamasina y Acari, puesto que, como se vio en cada caso, estos taxones presentaron una mayor densidad en este ambiente, mostrando una respuesta tipo acampanada al incremento de la perturbación.

Los ambientes MI y AG sólo presentaron una correlación importante con la densidad de Symphyla, pero se correlacionaron en gran medida con ciertas proporciones de organismos, como la proporción Prostigmata/Acari, *O. nova*/Oribatida, Oppiidae/Oribatida, BTO/Oribatida y Symphyla/Myriapoda. Se discutió anteriormente la alta proporción de ácaros prostigmatidos en el total de ácaros y la alta proporción de *O. nova,* Oppiidae y BTO en el total de oribátidos en los ambientes degradados. Los resultados indican que utilizando todas las variables juntas se pueden discriminar los ambientes degradados del NA y GA y estos últimos entre sí, pero no fue posible obtener una buena visión de los efectos del manejo entre los ambientes MI y AG. Esto coincide con Van Straalen (1997) quien señaló que si se quieren analizar efectos sutiles tales como la comparación de hábitats similares contaminados en diferente grado, el análisis mediante métodos multivariados se hace más difícil.

Este análisis permitió identificar las asociaciones de taxones características de cada ambiente considerando todo el conjunto de datos disponibles, así como los parámetros que logran establecer diferencias más claras entre los sitios, o sea que son sensibles al manejo aplicado.

Pero es importante señalar que mediante el ACP se logró discriminar los ambientes utilizando un número reducido de parámetros, sin la necesidad de utilizar el total de las variables. De esta manera no sería necesario invertir el tiempo y trabajo requeridos para la medición de la totalidad de los parámetros evaluados en este trabajo.

Los métodos multivariados aplicados en este trabajo, por un lado permitieron distinguir entre ambientes con diferentes manejos a través de la evaluación de varios parámetros relevantes y por el otro, observar cuales de esos parámetros fueron los más importantes para la separación de los ambientes.

Sin embargo ha sido señalado que si bien las técnicas multivariadas probablemente permitan una mayor resolución al ser usadas como indicadores, porque utilizan gran parte de la información de la comunidad, al ser una metodología puramente descriptiva no revelan información acerca de los factores del suelo subyacentes a los cambios en la comunidad (Van Straalen, 1997). En esta investigación esa situación fue mejorada a través del uso, en el análisis, de parámetros que si fueron escogidos con un fundamento ecológico teórico previo, como por ejemplo los basados en las características tróficas de las especies.

DISCUSIÓN GENERAL

La densidad total de microartrópodos en el NA fue muy similar a la del GA y ambas fueron superiores a la de los ambientes más degradados. La densidad decreció conforme aumentó el gradiente de intensificación de las prácticas agrícolas. En el caso de Collembola, la máxima densidad se observó en el NA y ésta disminuyó en el GA. Dentro de los tres ambientes con intervención humana, decreció en dirección del aumento del gradiente de manejo.

En el caso de la densidad de Acari no sucedió lo mismo. Si bien dentro de los ambientes manejados se observó una reducción de la abundancia desde el GA hacia el AG, la relación del ambiente sin manejo con el GA fue diferente que en los otros casos, esto es, aunque el NA estuvo más densamente poblado que el MI y AG, presentó menor densidad de ácaros que el GA. Lo mismo ocurrió con la densidad de Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata y Gamasina. La densidad de Oppiidae presentó un patrón inverso.

Esto concuerda con lo indicado por algunos autores para ciertos grupos de microartrópodos. Bardgett & Cook (1998) señalaron que la diversidad y densidad de la fauna en suelos naturales son menores que en agroecosistemas de bajo ingreso de materia y energía, tales como el GA. En cuanto a los cambios en la fauna dentro de ambientes con diferentes manejos, Siepel (1996b) señaló que la densidad y la diversidad de especies de la mesofauna en sitios con manejos con baja entrada de energía y materia son aproximadamente el doble que en sitios con alta entrada. Esta fue también una tendencia evidente en las comunidades estudiadas en la presente investigación.

Los cambios en la comunidad de fauna del suelo a lo largo de los gradientes de manejo sugieren que, tal como ocurre en comunidades de plantas y de otros animales (Grime, 1979), en el suelo existe una relación entre la diversidad y densidad de algunas especies con el nivel de perturbación, que gráficamente es de tipo acampanada (Bardgett & Cook, 1998). Es decir que la diversidad y densidad son máximas a niveles medios de perturbación y menores en los dos extremos de este gradiente. Siepel (1994) también sugirió que la diversidad de especies puede ser mayor a niveles bajos de perturbación, comparados con la ausencia de las mismas (exclusión del competidor inferior) o con altos niveles de intervención (ninguna de las especies puede sobrevivir) en concordancia con la hipótesis de Huston (1979).

Esto sugiere que un ambiente altamente estable, uniforme, con abundantes recursos, favorece la dominancia de especies particularmente competitivas, forzando la exclusión competitiva. Sin embargo el estrés moderado, como en los sistemas de baja entrada de energía y materia, por ejemplo el GA de la presente investigación, puede reducir la probabilidad de exclusión competitiva y permitir el desarrollo de otros organismos. En el otro extremo, el estrés severo impuesto por la agricultura intensiva, que en este caso corresponde al AG, lleva claramente a una reducción en la diversidad y densidad de la fauna del suelo (Bardgett & Cook, 1998). Se ha sugerido en numerosas ocasiones que los sistemas de baja entrada de energía y materia pueden ser análogos a algún punto intermedio en la sucesión ecológica de la comunidad. Kladivko (2001) señaló que, tal como lo evidenciaron Samu *et al.* (1999) para comunidades de arácnidos, niveles intermedios de perturbaciones a menudo incrementan la diversidad de la comunidad, presumiblemente por un incremento en la diversidad de microhábitats.

La hipótesis de las perturbaciones intermedias (Connell, 1978) se refiere principalmente a la influencia de las perturbaciones sobre la diversidad de especies. Propone que la diversidad más elevada de una comunidad es mantenida por los niveles intermedios de perturbación. Si estos eventos se producen con alta frecuencia, la sucesión permanecerá en una fase pionera, con una diversidad baja. A medida que aumenta el intervalo de las perturbaciones aumentará también la diversidad, ya que existe el tiempo necesario para que otras especies invadan el espacio (Begon *et al.*, 1988). Las especies que son excluidas por perturbaciones frecuentes (porque presentan una maduración lenta o una capacidad de dispersión limitada) disponen entonces de una oportunidad para colonizar. Pero si el intervalo entre las perturbaciones se incrementa aún más, la diversidad de especies puede comenzar a declinar. A menudo los sistemas con perturbaciones intermedias son entendidos como sub-clímax antropogénicos estabilizados por pulsos que representan un estado de desarrollo más bajo del clímax que se desarrollaría en la ausencia de la perturbación (Odum, 1969).

Con respecto a la fauna del suelo Koehler (1999) señala que la diversidad es baja en los estados tempranos de la sucesión, cuando unos pocos colonizadores pioneros especializados con altas capacidades de dispersión y reproductivas tienen la oportunidad de desarrollar grandes poblaciones. La diversidad se incrementa rápidamente, y puede alcanzar aún mayores niveles que en los estados finales de la

sucesión (Remmert, 1984). Neher (1999) sugirió que el estado de la sucesión de la comunidad del suelo puede reflejar la historia de perturbaciones del sistema.

Tal como fue indicado, algunos autores han sugerido que esta teoría puede ser aplicada no sólo a la diversidad sino también a la densidad de los microartrópodos del suelo (Siepel, 1996b; Bardgett & Cook, 1998), aunque esto sólo ha sido sugerido y no se presentaron datos ni evidencias claras al respecto. En la presente investigación se obtuvieron resultados que apoyan estas ideas en cuanto a la densidad poblacional de varios taxones, como por ejemplo en Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata, Gamasina y Oppiidae. La densidad de estos taxones presentó una respuesta de tipo acampanada al gradiente de incremento de intervención humana en el suelo (Figura IV.2.).

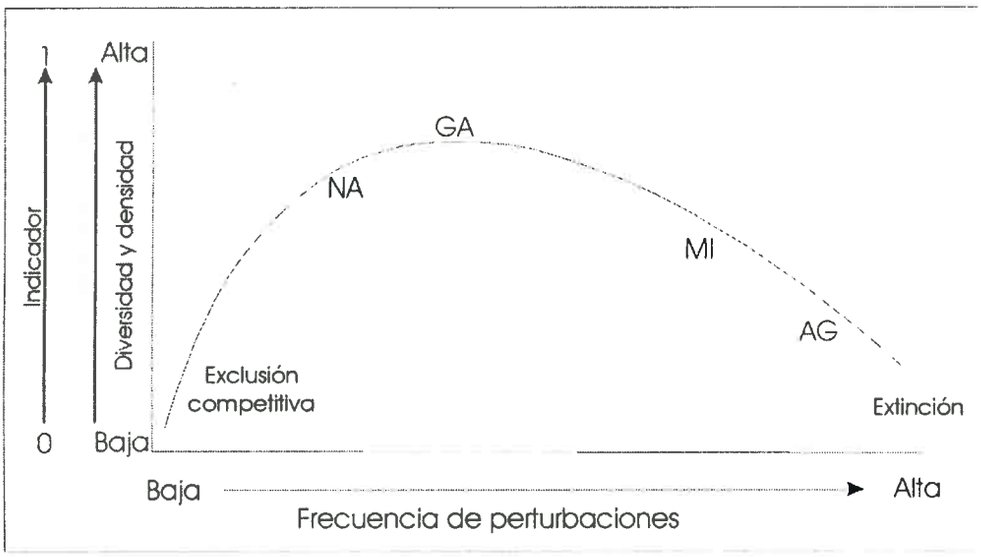


Figura IV.2. Respuesta acampanada de la diversidad y densidad de algunos grupos de microartrópodos y de algunos parámetros evaluados, al gradiente de manejo de la cuenca de La Colacha.

Como fue señalado en los apartados correspondientes, varios de los parámetros evaluados también presentaron un patrón de respuesta al gradiente similar al propuesto por la teoría de las perturbaciones intermedias. Por ejemplo los parámetros densidad de Acari (ver Figura III.31), Oribatida, Mesostigmata,

Prostigmata, Astigmata, Gamasina, Rhodacaride y la proporción Prostigmata fungívoros/Prostigmata. El mismo patrón de respuesta, pero inverso, presentaron los parámetros densidad de *O. nova* y de Oppiidae, y las proporciones *Tectocepheus*/Oribatida, *O. nova*/Oribatida, Oppiidae/Oribatida y BTO/Oribatida. Se concluye que el funcionamiento de estos parámetros como indicadores de diferencias entre los tres ambientes manejados por el hombre es adecuado, puesto que responden de manera lineal, ya sea de modo positivo o negativo, al incremento en la intensidad de manejo y de degradación del suelo. La limitación que poseen es que no logran establecer diferencias entre el ambiente no manejado con respecto al ambiente con un manejo de baja entrada de materia y energía, en este caso, el GA.

Otros parámetros presentaron una respuesta lineal y negativa al aumento del gradiente de degradación, como por ejemplo la densidad de *M. macrochaeta*, y las proporciones Oribatida/Astigmata, Oribatida/Prostigmata, Oribatida/ (Astigmata+ Prostigmata), (Oribatida+Uropodina)/(Astigmata+Prostigmata), (Oribatida+ Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata), Acari predatores/Acari y Prostigmata predatores/Prostigmata. En estos casos en el NA se observaron los valores máximos, que decrecieron con el aumento de la degradación. Estos parámetros son relevantes como indicadores, puesto que mediante ellos se pueden establecer diferencias entre los cuatro ambientes evaluados.

La riqueza específica total de microartrópodos y de Acari en el mes de agosto de 1999 y la riqueza de Oribátida en los dos años presentaron una respuesta que se asemeja a la respuesta acampanada señalada para otros parámetros, pero con elevados valores en el AG, que superaron a los del NA. La riqueza específica de Collembola presentó una respuesta lineal y negativa al aumento de la presión antrópica en los ambientes desde el NA hacia el MI, pero en el suelo de mayor degradación la riqueza fue más elevada aún que en el NA. La alta cantidad de especies halladas en el AG se considera que puede deberse a que los taxones *microartrópodos en total, Acari* y *Collembola* contienen especies que son susceptibles a las prácticas de manejo de los suelos pero también otras que pueden verse favorecidas por las prácticas agrícolas. Por tanto en el AG se produciría un remplazo de las especies sensibles por otras que, por presentar características

particulares ya señaladas, pueden establecerse en el suelo de ambientes frecuentemente perturbados y por tanto la riqueza de especies aumentaría.

Se considera imprescindible contar con datos de comunidades de microartrópodos en ambientes naturales aledaños a los campos de cultivo, insertos en el agroecosistema. Estos suelos presentan la menor degradación, aunque en ambientes de baja entrada de insumos se puedan observar mayores densidades de algunos taxones. Si bien la mayoría de los trabajos realizados en agroecosistemas carecen de un análisis de la fauna de un suelo de referencia, es reconocida por numerosos autores la necesidad de contar con datos de sitios naturales. En el presente trabajo se dispuso de estos datos, lo que posibilitó la comparación entre ambientes manejados por el hombre con uno natural.

Otro aspecto importante a considerar en la evaluación y uso de indicadores biológicos es la variación de estos parámetros en el tiempo. Es necesario considerar que las fluctuaciones estacionales de los microartrópodos en ambientes sin presión antrópica se relacionan principalmente a procesos demográficos (natalidad, mortalidad, reclutamiento) que muestran ciclos claramente estacionales. Y es aceptado por la mayoría de los autores que la temperatura y la humedad del suelo son las principales fuerzas directoras de los eventos de historia de vida estacionales en los microartrópodos, especialmente en climas templados (Van Straalen, 1985; Stamou *et al.*, 1993; Bardgett & Cook, 1998).
Cualquier perturbación o estrés impuesto a un sistema interactúa con los factores ambientales, entonces, estos factores, independientemente de las practicas agrícolas, también influencian a las poblaciones de microartrópodos en los suelos agrícolas. Este es el caso de los factores climáticos. En la cuenca estudiada ocurrieron variaciones temporales en la abundancia de la fauna, con incrementos en las densidades poblacionales de algunos taxones, por ejemplo cuando las condiciones de humedad y temperatura fueron favorables para un mayor desarrollo de la actividad biológica. Sin embargo las poblaciones de otros grupos de organismos se incrementaron durante otras estaciones. Estas variaciones temporales evidenciadas son esperables, ya que responden por un lado a ciclos estacionales de las poblaciones de microartrópodos relacionados con los cambios microambientales (Dekkers *et al.*, 1994; Fox *et al.*, 1996; Badejo & Tian, 1999) y por

otro a la aplicación de los manejos diferenciales en cada ambiente. Sin embargo en la presente investigación se pudo establecer que aun cuando los factores ambientales estacionales pueden influenciar y causar fluctuaciones temporales en las poblaciones de microartrópodos, las diferencias entre los sistemas, en los parámetros señalados como buenos indicadores, fueron temporalmente estables con excepciones en algunos meses señalados para cada caso.

En este sentido se concluye que el conocimiento de las respuestas de las densidades de organismos y sus variaciones en el tiempo en un ambiente natural, permite distinguir el impacto de perturbaciones antropogénicas de la variabilidad inherente de cada sitio. Además, en coincidencia con lo expresado por Crossley *et al.* (1989), es considerado de importancia evaluar las fluctuaciones estacionales de los bioindicadores, aunque son costosas y lentas de medir, por que esta información puede darnos una mejor visión de los efectos a largo plazo de las prácticas de manejo agrícola y ganadero sobre la fauna y su funcionamiento.

Mediante la técnica de análisis multivariado de componentes principales se pudieron apreciar claramente las relaciones entre las características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo, la mesofauna presente y los cuatro ambientes. En tal análisis se observó como los ambientes más degradados se posicionaron cercanamente entre sí y opuestos a los dos ambientes de menor degradación, los que a su vez, estuvieron ubicados próximos uno del otro.

El suelo del ambiente NA presentó durante los dos años un elevado contenido de materia orgánica y de humedad, y se ordenó en ese sentido en el diagrama de ACP. Los parámetros asociados a este ambiente fueron: densidad de collembola, de *M. macrochaeta* y de Uropodina; las relaciones *M. macrochaeta*/Collembola, Oribatida/ (Astigmata+Prostigmata), Oribatida/Prostigmata, (Oribatida+Uropodina)/ (Astigmata+ Prostigmata) y (Oribatida+ Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata).

En el GA, el último evento de manejo que produjo perturbaciones físicas en el suelo ocurrió cuatro años antes de los muestreos. Desde allí el suelo ha permanecido con baja carga de pastoreo, por lo que desde el punto de vista del manejo, se encuentra más cercano al NA que a los dos ambientes con cultivos periódicos. El suelo presentó un apreciable contenido de materia orgánica en relación al NA, y en el análisis de ACP se observó una asociación de esa variable y del pH con ese

ambiente. Los parámetros más relacionados con el ambiente GA fueron: densidad de Mesostigmata, Gamasina, Astigmata y Acari.

Una importante conclusión en este sentido es que en los dos ambientes de menor degradación (o mayor calidad) del suelo, se desarrollaron organismos tipo k-estrategas, como los ácaros oribátidos, uropódidos y mesostigmatas. La ausencia de perturbaciones frecuentes en comparación con los ambientes MI y AG y las mencionadas características físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo posibilitaron el desarrollo de este tipo de organismos. En cambio, en los ambientes MI y AG se aplicaron manejos agrícolas intensivos, con cultivo de maní, maíz y girasol por muchos años, con prácticas agrícolas variadas y aplicación de agroquímicos. En estos suelos el contenido de materia orgánica y el contenido de humedad fueron significativamente menores que en los anteriores. Los parámetros que se asociaron a estos dos ambientes fueron: la relación Prostigmata/Acari, *O. nova*/Oribatida, Oppiidae/Oribatida, BTO/Oribatida y Symphyla/Myriapoda.

Mediante esta investigación se cumplió con el objetivo de evaluar un conjunto de parámetros de la comunidad de Acari, Collembola y Myriapoda edáficos como potenciales indicadores biológicos de degradación de suelos por prácticas agrícola-ganaderas en agroecosistemas. Se corroboró la hipótesis de que la variación de algunas características de las comunidades de ciertos grupos de invertebrados es un buen indicador de la disminución de la calidad del suelo y por tanto del ambiente. En cuanto a la parte de la hipótesis que señala que la mesofauna de un suelo natural constituye una comunidad con elevada densidad y elevada riqueza específica de fauna, se concluye que si bien esto ocurre con algunos taxones, no puede generalizarse para todos los grupos de organismos estudiados. Como se señaló en cada caso, hubo taxones que fueron más abundantes y diversos en el suelo NA con respecto a los manejados por el hombre, pero en otros casos sucedió lo opuesto.

Se comprobó que para algunos grupos de organismos se cumple lo planteado en la hipótesis en relación a que en ambientes donde se implementó un manejo de bajo ingreso de materia y energía la densidad y diversidad de la fauna fueron elevadas, superando al ambiente natural.

Quedó evidenciado que mediante la evaluación de los cambios que ocurren en algunos parámetros de las comunidades manejadas por el hombre con respecto a la

natural, se pueden obtener parámetros útiles como indicadores de degradación de suelo producto de las actividades antrópicas, tal como se planteó en la hipótesis.
A través del análisis de las variaciones de los parámetros en un ambiente dado, se observa claramente que éstos responden a las perturbaciones antrópicas impuestas al sistema. Esta es una condición clave para su uso como indicadores de calidad de suelo. Un caso de interés al respecto lo constituye el efecto sobre los parámetros de la comunidad que tuvo la labranza y la posterior siembra de maíz en el ambiente GA, luego de cinco años de pasturas. Allí se observó como la mayoría de los parámetros calculados evidenciaron en sus valores un cambio producto de la modificación del manejo del suelo. Por esto, se concluye también que son herramientas útiles para monitorear en el tiempo la calidad del suelo.

Como se señaló anteriormente, las respuestas de algunos parámetros al gradiente de manejo permitieron establecer diferencias claras entre los cuatro ambientes. Los parámetros que presentaron una respuesta lineal al incremento del gradiente de degradación del suelo son los considerados "indicadores centrales", puesto que son aquellos que discriminan más claramente entre las diferentes condiciones de calidad de suelo. Además, aquellos que tienen el mayor poder discriminatorio proveen la mayor confianza en la futura valoración de la calidad del suelo de sitios desconocidos.

En el Anexo I se presenta un resumen de la información de los parámetros considerados indicadores centrales. Se incluye la respuesta de cada uno al gradiente de perturbación, la importancia y las limitaciones que presentan. En el Anexo II se resume la misma información referida a los parámetros evaluados que se consideran de utilidad para indicar diferencias entre ciertos ambientes, pero que no fueron considerados indicadores centrales.

Mediante los análisis de correlación y regresión entre las variables físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo y los indicadores evaluados se pudo establecer que algunos de estos parámetros podrían ser utilizados como indicadores específicos de la variación de ciertos parámetros abióticos del suelo. Un aumento en la densidad de Acari, Oribatida y Mesostigmata podría ser usado como indicador de un incremento en el contenido de materia orgánica del suelo. Se obtuvieron ecuaciones

matemáticas que permiten establecer relaciones entre el comportamiento de la densidad de los taxones mencionados y las modificaciones del CMO. El parámetro (Oribatida+Mesostigmata)/(Astigmata+Prostigmata) podría se usado en todos los ambientes como un indicador de la condición de humedad del suelo. Como indicador de acidificación del suelo, podría ser considerada la disminución en la densidad de algunos grupos de microartrópodos: la densidad total de ácaros en los ambientes NA, MI y AG, la densidad total de microartrópodos en el AG, la densidad de Oribatida y Prostigmata en el MI y la densidad de Mesostigmata, Astigmata y Oppiidae en el NA. Estos grupos de organismos presentaron una marcada preferencia por valores de pH que tienden a neutros.

En el ambiente MI un decrecimiento en la densidad de colémbolos y sínfilos indicaría un aumento en la temperatura del suelo y en el AG serían indicadores de esta situación una disminución del total de microartrópodos, ácaros, oribátidos, prostigmatas y colémbolos. Estas tendencias concuerdan con lo observado por otros autores en otras regiones.

Los indicadores que no presentaron correlaciones estadísticamente importantes con las características abióticas del suelo, igualmente son considerados relevantes en cuanto presentan una respuesta integral al manejo aplicado, y no solo a la variación de un parámetro único. Por lo que adquieren importancia como indicadores. El objetivo de éstos es que sean herramientas útiles para mostrar la degradación del suelo producto de los manejos aplicados, desde un punto de vista holístico y no solo, por ejemplo, una disminución del contenido de materia orgánica del suelo.

Es evidente que aún los parámetros que mejor han funcionado (considerados indicadores centrales), presentaron ciertas variaciones temporales, producto, por ejemplo, de cambios poblacionales puntuales. Por esto, para que los indicadores sean mas confiables, se sugiere la realización de muestreos con una frecuencia al menos estacional y no solo evaluaciones únicas en el tiempo.

Para facilitar el uso de los organismos de la mesofauna como indicadores es necesario el mayor desarrollo de algunas áreas de la ecología del suelo. Es fundamental contar con un mayor conocimiento taxonómico básico, con la elaboración de claves taxonómicas que contemplen a las especies locales. De esta forma se podrán evaluar nuevos parámetros en base a grupos menos conocidos,

utilizando taxones de menor jerarquía a los empleados actualmente. Así se evitaría agrupar organismos cercanos taxonómicamente pero con características diferentes desde el punto de vista ecológico. Por ejemplo, si bien se conoce que los ácaros mesostigmátidos presentan una respuesta dada al cultivo, también se sabe que hay ciertas especies dentro de este grupo que tienen una respuesta diferente y a veces opuesta. Con una mayor resolución taxonómica se podrían tener en cuenta las diferencias a nivel de especies y mejorar el funcionamiento de algunos parámetros como indicadores.

Por otro lado se considera imprescindible alcanzar un mayor entendimiento de la ecología de los grupos de microartrópodos, como por ejemplo de la biología alimenticia, que posibilite la evaluación de nuevos parámetros y el perfeccionamiento de los actuales para su uso como indicadores de importantes procesos del suelo.

Como se evidencia en la revisión bibliográfica de este trabajo, existen investigaciones que han evaluado el efecto de diferentes prácticas de manejo del suelo en las comunidades de ácaros y colémbolos. Pero no existen trabajos en los que se evalúen indicadores en agroecosistemas y que hayan sido probados a campo. Por tanto los resultados obtenidos adquieren mayor relevancia ya que se trata del primer grupo de parámetros indicadores basados en las variaciones de la mesofauna edáfica, útiles para establecer diferencias entre ambientes con distinta calidad de suelo.

En este proyecto se evaluaron los parámetros en base a cuatro situaciones ambientales contrastantes. La continuidad de la investigación implica la validación de los resultados obtenidos, mediante la evaluación de los parámetros propuestos en otros suelos, que puedan incorporarse en el gradiente de manejo, desde suelos naturales hasta los más degradado a nivel regional.

Anexo I. Resumen de los parámetros considerados indicadores centrales. Respuesta de cada parámetro ante el gradiente de calidad de suelo, importancia y limitaciones que presenta cada uno.

Cate-goría	Parámetros		R *	Importancia y limitaciones
Densidad de especies	*Mesaphorura macrochaeta*		LN	Indicador central, decrece con el aumento de degradación.
Rasgos de historia de vida	Proporción de organismos k y r estrategas	Oribatida/Astigmata	LN	Indicador central, decrece con el aumento de degradación.
		Oribatida/Prostigmata	LN	Indicador central, separa al GA y NA del MI y AG.
		Oribatida/(Astigmata+ Prostigmata)	LN	Indicador central, separa al GA y NA del MI y AG.
		(Oribatida+Uropodina) / (Astig.+Prostig.)	LN	Indicador central, limitado por que no diferencia el MI y AG.
		(Oribatida+Mesost.) / (Astig.+Prostig.)	LN	Indicador central, decrece con el aumento de degradación.
		Prostigmata/Acari	LP	Indicador central, aumenta con la degradación. Limitado por que no diferencia el MI y AG.
	Grupos tróficos	Acari predatores / Acari	LN	Indicador central, decrece con el aumento de degradación.
		Prostigmata predatores / Prostigmata	LN	Indicador central, limitado por que no diferencia el MI y AG.
Comu-nidad	Riqueza de Collembola		LN	Indicador central, limitado por que no diferencia el NA del GA.
Análisis estadísticos multivariados	ACO	*M. macrochaeta, Tectocepheus* sp. y *O. nova*	-	Indicador central. Separa claramente los cuatro ambientes siguiendo el gradiente de degradación.
		Paurop./Myri., Symphy./Myri., Colle./Oribatida, BTO/Oribatida y Orib. fungívoros/Oribatida	-	Indicador central. Separa claramente los cuatro ambientes siguiendo el gradiente de degradación. Limitado por que el AG se agrupa más cerca de los menos degradados que el MI.
		Collembola, Uropodina, *M. macrochaeta*, Orib./Ast., Orib./Prost., Orib./(Ast.+Prost.), (Orib.+Urop.)/ (Ast.+Prost.) y (Orib.+Mesost.)/(Ast.+ Prost.)	-	Indicador central. Separa claramente los cuatro ambientes siguiendo el gradiente de degradación.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata y Rhodacaridae	-	Indicador central. Separa al GA del resto, luego al NA de los dos más degradados.

Anexo I. Continuación.

Cate-goría	Parámetros		R *	Importancia y limitaciones
Análisis estadísticos multivariados	ACO	*Tectocepheus*/Oribatida, Oppiidae, Oppiide/Oribatida, *O. nova*/ Oribatida y BTO/Oribatida	-	Indicador central. Separa al GA del resto, luego al NA de los dos más degradados.
	ACP	Todos los parámetros calculados simultáneamente.	-	Indicador central. Separa claramente los cuatro ambientes. Agrupa próximamente al MI y AG.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata, Collembola, Myriapoda, Symphyla, Pauropoda	-	Indicador central. El CP1 separa al GA del resto y el CP2 separa al NA del resto.
		M. macrochaeta, *Tectocepheus* sp. y *Oppiella nova*,	-	Indicador central. El CP1 separa al NA del resto y el CP2 no logra establecer diferencias claras entre los ambientes.
		M. macrochaeta/Collembola, *Tectocepheus*/Oribatida y *O. nova*/Oribatida	-	Indicador central. Los dos CP logran discriminar entre el NA y el GA y entre éstos y los dos más degradados.
		Orib./Astig., Orib./Prost., Orib./(Astig.+Prost.), (Orib.+Uropodina)/ (Astig.+Prost.), Uropodina, Collembola y *M. macrochaeta*	-	Indicador central. El CP1 separa al NA del resto y el CP2 discrimina entre el ambiente GA y los restantes.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata, Prostigmata, Astigmata, Rhodacaridae.	-	Indicador central. El CP1 separa al GA de los otros tres. El CP2 separa al NA de los restantes.
		Tectocepheus/Oribatida, Oppiidae, Oppiidae/Oribatida, *O. nova*/Oribatida y BTO/Oribatida	-	Indicador central. El CP1 separa el GA del resto y el CP2 entre los dos más degradados y el GA y NA.

Referencias: ACO: Análisis de conglomerados; ACP: Análisis de componentes principales; R*: Respuesta ante el gradiente de calidad del suelo; LN: Lineal negativa; LP: Lineal positiva.

Anexo II. Resumen de los parámetros evaluados que no fueron considerados indicadores centrales. Respuesta ante el gradiente de calidad de suelo, importancia y limitaciones que presenta cada uno.

Cate-goría	Parámetros		R *	Importancia y limitaciones
Densidad de especies	*M. macrochaeta*/Collembola		LN-2	Separa al NA y GA del MI y AG.
	Tectocepheus sp.		?	Solo separa al NA del resto.
	Tectocepheus sp./ Oribatida		AI	Separa entre los tres manejados. No diferencia al NA.
	Oppiella nova		AI	Separa entre los tres manejados. No diferencia al NA.
	Oppiella nova/Oribatida		AI	Separa entre los tres manejados. No diferencia al NA y no diferencia entre el MI y AG.
Grupos taxonómicos superiores a especie	Acari		AD	Separa al GA del resto.
	Oribatida		AD	Separa al GA del resto.
	Oppiidae		AI	Separa entre los tres manejados. No diferencia al NA.
	Mesostigmata		AD	Separa al GA del resto.
	Uropodina		-	Taxon raro, densidades bajas.
	Gamasina		AD	Separa al GA del resto.
	Rhodacaridae		AD	Separa al GA y NA del MI y AG.
	Myriapoda		MM	Separa al MI del resto.
	Symphyla		MM	Separa al MI del resto.
	Pauropoda		MM	Separa al MI del resto.
Rasgos de historia de vida	Proporción de organismos k y r estrategas	Oppiidae/Oribatida	AI	Separa entre los tres manejados. No diferencia al NA.
		Pauropoda/Myriapoda	mA	Separa al AG del resto.
		Symphyla/Myriapoda	MM	Separa al MI del resto.
		Collembola/Oribatida	MM	Separa al MI del resto.
	Grupo B-T-O	Grupo BTO/Oribatida	mG	Separa al GA del resto.
	Grupos tróficos	Oribatida fungívoros / Oribatida	MN	Separa al NA del resto.
		Prostigmata fungívoros/Prostigmata	AD	Separa al GA del resto.
Comunidad	Riqueza de microartrópodos totales		AD-2	Separa al GA del resto, principalmente del MI.
	Riqueza de Acari		AD-2	Separa al GA de los más degradados, principalmente del MI.
	Riqueza de Oribatida-Agosto 1999		LN-2	Separa al NA, GA y AG del MI.
	Riqueza de Oribatida- Dos años		AD-2	Separa al NA y GA de los más degradados, principalmente del MI.
	Riqueza de Mesostigmata		AD-2	Separa al GA del resto.
	Riqueza de Prostigmata		LN-3	Separa al NA del resto.
	Riqueza de Astigmata		AI	Separa al AG del resto.
	Indices de estructura: total de microartrópodos	H'	AD-2	Separa al GA del resto, principalmente del MI.
		D	?	No separa a los ambientes.
		J'	AD-2	Separa al GA del resto, principalmente del MI.
		Alfa	AD-2	Separa al GA del resto, principalmente del MI.
		d	?	No separa a los ambientes.

Anexo II. Continuación.

Cate-goría	Parámetros		R *	Importancia y limitaciones
Comunidad	Indices de estructura: Oribatida	H'	?	No separa a los ambientes.
		D	?	No separa a los ambientes.
		J'	?	No separa a los ambientes.
		Alfa	?	No separa a los ambientes.
		d	?	No separa a los ambientes.
Análisis estadísticos multivariados	ACO	Acari, Collembola y Myriapoda	-	No separa a los ambientes.
		Acari y Collembola	-	Separa NA y GA de MI y AG.
		Oppiidae, Uropodina, Gamasina y Rhodacaridae	-	Separa NA y GA de MI y AG.
		M. macrochaeta/Collem., *Tectoceph.* sp./Oribatida y *O. nova*/Oribatida	-	No produce un agrupamiento de los ambientes útil como indicador.
		Orib./Ast., Orib./Prost., Orib./(Ast.+Prost.), (Orib.+Urop.)/(Ast.+Prost.), (Orib.+Mesost.)/(Ast.+ Prost.)	-	Separa NA y GA de MI y AG.
		Acari, Oribatida, Mesostigmata	-	Separa NA y GA de MI y AG.

Referencias: ACO: Análisis de conglomerados; R*: Respuesta ante el gradiente de calidad del suelo; LN-2: Lineal negativa con el AG mayor que el MI; LN-3: Lineal negativa con el MI mayor que el GA; AD: Acampanada directa; AD-2: Acampanada directa con el AG mayor que el MI; AI: Acampanada inversa; MM: Máximo en el ambiente MI; MN: Máximo en el ambiente NA; mG: Mínimo en el ambiente GA; mA: Mínimo en el ambiente AG.

CAPITULO V. BIBLIOGRAFÍA

Adams, E.C.G. 1971. Ecological studies of microarthropods in a New Zeland pasture with special reference to the collembola. *Pedobiologia* 11: 321-337.

Adejuyigbe, C., Tian, G. & G. Adeoye. 1999. Soil microarthropod populations under natural and planted fallows in southwestern Nigeria. *Agroforestry Systems* 47: 263-272.

Alejnikova, M.M. & M.M. Utrobina. 1975. Changes in the structure of animal populations in soil under the influence of farm crops. In: Vanek, J. (ed.) Progress in Soil Zoology. Academis, Praha. pp. 429-436.

Altieri, M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. and Environ.* 74: 19-31.

Alvarez, T., Frampton, G. & D. Goulson. 2001. Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. *Agric. Ecosyst. and Environ.* 83: 95-110.

Andersen, A. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proc. Ecol. Soc. Aust.* 16: 347-357.

Andersen, A. 1997. Ants as indicators of ecosystem restoration following mining: a functional group aproach. In: Hale, P. & D. Lamb (eds.). Conservation Outside Nature Reserves. Univ. Of Queensland. pp. 319-325.

Andersen, A. 1997. Using ants as bioindicators: Multiscale Issues in ant community ecology. *Conservation Ecology* 1(1) 8.

Andrén, O. & J. Lagerlof. 1983. Soil fauna (Microarthropods, Enchytraeids and Nematodes) in Swedish agricultural cropping system. *Acta Agric. Scand.* 33: 33–52.

Andren, O., Paustian, K. & T. Rosswall. 1988. Soil biotic interactions in the functioning of agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 24: 57-67.

Apfelbeck, R.S. 1999. Development of biocriteria for wetlands in Montana. Monitoring & Data Management Bureau. Montana Departament of Environmental Quality. Montana, USA.

Arshad, M.A., Lowery, B. & B. Grossman. 1996. Physical tests for monitoring soil quality. In: Doran, J.W. & A.J. Jones (eds.). Methods for assessing soil quality. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.* 49. SSSA, Madison, WI, USA.

Asencio, A. 1976. Técnicas analíticas para las determinaciones físico-químicas y químicas de muestras de suelo y agua. INTA. Suelos-Tirada interna N° 61. Buenos Aires. 55 pp.

Asikidis, M.D. & G.P. Stamou. 1991. Spatial and temporal patterns of an oribatid mite community in an evergreen-sclerophyllous formation (Hortiatis, Greece). *Pedobiologia* 35: 53-63.

Athias, F. 1975. Données complémentaries sur l'abondance et la distribution verticale des Microarthropodes de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). *Bull. Mus. Natl. Hist. Nat.* (Paris) Ser. 3 (308): 1-28.

Atkinson,T.C., Briffa, K.R. & G.R. Coope. .1987. Seasonal temperatures in Britain during the past 22.000 years, reconstructed using beetle remains. Nature 325, 587-592.

Badejo, M.A. & G. Tian. 1999. Abundance of soil mites under four agroforestry tree species with contrasting litter quality. *Biol. Fertil. Soils* 30: 107-112.

Badejo, M.A. & N.M. Van Straalen. 1993. Seasonal abundance of springtails in two contrasting environments. *Biotropica* 25: 222-228.

Badejo, M.A., Nathaniel, T.I. & G. Tian. 1998. Abundance of Springtails (Collembola) Under 4 Agroforestry Tree Species with Contrasting Litter Quality. *Biol. Fertil. Soils* 27:15-20.

Baker, G. 1998. Recognising and responding to the influences of agriculture and other land-use practices on soil fauna in Australia. *Appl. Soil Ecol.* 9: 303-310.

Balogh, J. & S. Mahunka. 1968. The Scientific Results of the Hungarian Soil Zoological Expeditions to South America. 5. Acari: Data to the Oribatid Fauna of the Environment of Córdoba, Argentina. *Opusc. Zool. Budapest* 8(2): 317-340.

Bandyopadhyaya, I., Choudhuri, D.K. & J-F. Ponge. 2002. Effects of some physical factors and agricultural practices on Collembola in a multiple cropping programme in West Bengal (India). *Eur. J. Soil Biol.* 38: 111-117.

Baranek, S.E. 1981. Contribución al estudio de la familia Oripodidae (Acari, Oribatei). I. *Physis*, Secc. C 40(98): 19-25.

Baranek, S.E. 1985. Contribución para el conocimientode la familia Oripodidae (Acari, Oribatei). III. *Physis*, Secc. C 43(104): 23-28.

Baranek, S.E. 1988. Contribución para el conocimiento de los ácaros oribátidos (Acari, Oribatei) de la República Argentina: Territorio Nacional de Tierra del Fuego. *Physis*, Secc. C 46(110): 15-16.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wardeable rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. EPA, Washington, DC.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D. & J.B. Stribling. 1997. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers. EPA 841-D07-002, Washington, DC.

Bardgett, R. & C.R. Cook. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Appl. Soil Ecol.* 10: 263-276.

Bardgett, R.D. 1996. Potential effects on the soil mycoplora of changes in the UK agricultural policy for upland grasslands. In: Frankland, J.C., Magan, N. & G.M. Gadd (eds.). Fungi and environmental change. British Mycological Society Symposium, Cambridge University Press. pp. 163-183.

Beckmann, M. 1988. Die entwicklung der Bodenmesofauna eines Ruderal-Ökosystems und ihre Beeinflussung durch Rekultivierung: 1, Oribatiden (Acari: Oribatei). *Pedobiologia* 31: 391–408.

Bedano, J.C. & M.P. Cantú. 2003. Los microartrópodos edáficos de un Argiudol típico no alterado de la cuenca del arroyo El Bañado, Córdoba, Argentina. *Neotropica* (en prensa).

Bedano, J.C. 1998. Comunidad de referencia de invertebrados edáficos en ambientes no alterados para diagnósticos de impacto ambiental. Tesis, UNRC. Biblioteca de la Universidad Nacional de Río Cuarto. 36 pp.

Bedano, J.C., Cantú, M.P. & M.C. Corigliano. 1999. Comunidad de invertebrados edafiços en ambientes no alterados del sur de Córdoba. XIX R.A.E. pp. 85.

Begon, M., Harper. J.L. & C.R. Townsend. 1988. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ed. Omega, Barcelona, España. 886 pp.

Behan-Pelletier, V. 1999. Oribatid mite biodiversity in agroecosystems: role for bioindication. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 74: 411-423.

Bell, G. 1982. The masterpiece of nature. Univ. Calif. Press, Berkeley. pp. 635.

Bengtsson, J. 1994. Temporal predictability in forest soil communities. *J. Anim. Ecol.* 63: 653-665.

Berg, N.W. & S. Pawluk. 1984. Soil mesofaunal studies under different vegetative regimes in north central Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 64: 209–223.

Berger, W.A. & L.L. Parker. 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep-sea sediments. *Science* 168: 1345 -1347.

Berry, R.E. & R.R. Robinson. 1974. Biology and control of the garden symphylan. Extension Circular 845. Oregon State University Extension Service, Corvallis, OR.

Bianco, C.A., Krauss, T.A. Anderson, D.L. & J.J. Cantero. 1987. Formaciones vegetales del suroeste de la provincia de Córdoba (República Argentina). *Revista UNRC*, 7(1): 5-66.

Biological Survey of Canada. 1982. Status and research needs of canadian soil arthropods. In. V. G. Marshall et al (eds.) Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods) . *Bull. Entomol. Soc. Canada* 14(1): 5 pp.

Bischoff de Alzuet, A. 1967. Nuevos "Oribatei" para la fauna argentina. *Rev. Mus. La Plata* 10: 137-141.

Block, W. 1965. Distribution of soil mites (Acarina) on the Moor House National Nature Reserve, Westmorland, with notes on their numerical abundance. *Pedobiologia* 5: 244-251.

Bolger, T. & H. Hepburn. 2000. What are biodiversity indicators?. In: Larsson, T.B & J.A. Esteban (eds.). Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the convention on biological diversity - cbd. Expert Meeting - Electronic Conference. http://www.gencat.es/mediamb/bioind

Bolger, T. & J.P. Curry. 1984. Influences of pig slurry on soil microarthropods in grassland [correspondence analysis]. *Rev.Ecol. Biol. Sol* 21: 269-281.

Bongers, T. 1990. The maturity index: An ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.

Bongers, T. 1999. The Maturity Index, the evolution of nematode life-history traits, adaptive radiation, and cp-scaling. *Plant & Soil* 212: 13-22.

Bongers, T. & H. Ferris. 1999. Nematode community structure as a biomonitor in environmental monitoring. *T. Ecol. & Evol.* 14: 224-228.

Bongers, T. & M. Bongers. 1998. Functional diversity of nematodes. *Appl. Soil Ecol.* 10: 239-251.

Bongers, T., Alkemade, R. & G.W. Yeates. 1991. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecol. Progr. Ser.* 76: 135-142.

Bongers, T., de Goede, R.G.M., Korthals, G.W. & G. W. Yeates. 1995. Proposed changes of c-p classification for nematodes. *Russ. J. Nematol.* 3: 61-62.

Bricchi, E. 1992. Relaciones entre la compactación, morfología y propiedades físicas de un Hapludol típico de Río Cuarto. Actas de Resúmenes III Jornadas Científico-Técnicas de la Facultad de Agronomía y Veterinaria - UNRC. pp. 82.

Bricchi, E., Cantero, A. & E. Bonadeo, 1991. Caracterización física de los principales subgrupos de suelos y su relación con cultivos y sistemas de labranza en el suroeste de Córdoba. XIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Acta: 21-22.

Brown, L.R. (ed.). 1995. State of the world 1996. A worldwatch Institute report on progress towards a sustainable society. W.W. Norton, New York.

Brussaard, L., Bouwman, L.A., Geurs, M., Hassink, J. & K.B. Zwart. 1990. Biomass, composition and temporal dynamics of soil organisms of a silt loam under conventional and integrated management. *Neth. J. Agric. Sci.* 38: 283–302.

Bunce, R.G., Ryszkowski, H.L. & M.G. Paoletti. 1993. Landscape Ecology in Agroecosystems. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Butz-Strazny, F. & R. Ehrnsberger. 1991. The effects of ploughing and rotary cultivation on soil mites with particular reference to the Mesostigmata. In: Schuster, R. & P.W. Murphy. (eds.). The Acari. Chapman & Hall, London, pp. 473–481.

Cabrera A.L. & A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Monografía de la Secretaría Gral. de la OEA, Ser. Biología, Monografía Nº13: 1-120.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2 (1): 1-85. Acme S.A.C.I., Buenos Aires.

Cairns Jr., J. 1986. The myth of the most sensitive species. *BioScience* 36: 670–672.

Call, C.A. & F.T. Davies. 1988. Effects of vascular-arbuscular mycorrhizae on survival and growth of perennial grasses in the lignite overburder in Texas. *Agric. Ecosys. & Environ.* 24: 395-405.

Cancela da Fonseca, J.P., & S. Sarkar. 1998. Soil microarthropods in two different managed ecological systems (Tripura, India). *Appl. Soil Ecol.* 9:105-107.

Cancela da Fonseca, J.P., Boudjema, G., Sarkar, S. & J.M. Julien. 1995. Can statistical analyses improve our knowledge about relationships between environmental factors and soil microarthropod communities. In: Edwards, C.A. Abe, T. & B.R. Striganova. (eds.). Structure and Function of Soil Communities. Kyoto University Press. pp. 42-51.

Cantú, M.P. 1998. Estudio Geocientífico para la evaluación ambiental y la ordenación territorial de una cuenca pedemontana. Tesis Doctoral, UNRC. 376 pp.

Cantú, M.P., Becker, A.R., Bedano, J.C. & H. F. Schiavo. 2001. Indicadores e indices de degradación de suelos en la región central templada húmeda a subhumeda de la república argentina. XV Congreso Latinoamericano y V Congreso Cubano de la Ciencia del Suelo. Varadero, Cuba. 4 pp.

Cantu, M.P.; Becker, A.R.; Bedano, J.C., Musso, T.B. & H.F. Schiavo. 2002. Evaluación de la calidad ambiental y calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. XVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. CD. 6 pp.

Capitanelli, R.G. 1979. Clima. En: Vázquez, J.B. Miatello, R.A. & M.E. Roqué (eds.). Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Córdoba, Ed. Boldt, Rep. Argentina. pp. 45-138.

Carter, V.G. & T. Dale. 1974. Topsoil and civilization. Univ. Of Oklahoma Press. Norman, 291 pp.

Catizzone, M. 1998. For an agreement on the soil. Introductory Conferences and Debate, 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, France, 115-118.

Choudhuri, D.K. & S. Roy. 1971. The Collembola (Insecta) of uncutivated fields in Burdwan district (West Bengal) with remarks on correlation between monthly population and certain soil factors. *Proc. Zool. Soc. Calcutta* 24: 33–39.

Cloudsley-Thompson, J.L. 1968. Spiders, Scorpions, Centipedes and Mites. Pergamon Press. NewYork. 278 pp.

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.

Corigliano, M.C., Gualdoni, C.M., Oberto, A.M. & G.B. Raffaini. 1998. Macroinvertebrados bentónicos en el examen de calidad ambiental de ecosistemas acuáticos en la subcuenca Carcarañá. XVII Congreso Nacional del Agua, II Simposio de recursos hídricos del conosur, Santa Fe, Argentina.

Cortet, J., Ronce, D., Poinsot-Balaguer, N., Beaufreton, C., Chabert, A., Viaux, P. & J. Cancela de Fonseca. 2002. Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. *Eur. J. Soil Biol.* 38: 239-244.

Coy, R. 1996. The impact of fire on soil invertebrates in E.Regnans forest at Powelltown, Victoria. In. Fire and Biodiversity: The Effects and Effectiveness of Fire Management. Biodiversity Series, Paper No. 8. http://www.environment.gov.au/life/general_info/biodivser_8/paper15.html

Crossley Jr., D.A., Mueller, B.R. & J.C. Perdue. 1992. Biodiversity of microarthropods in agricultural soils: relations to processes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40: 37-46.

Crossley Jr., D.A., Coleman, D.C. & P.F. Hendrix. 1989. The importance of the fauna in agricultural soils: research approaches and perspectives. *Agric. Ecosyst. Environ.* 27: 47–55.

Crossley, D.A. 1977. The roles of terrestrial saprophagous arthropods in forest soils: current status of concepts. In: Mattson, W.J. (ed.). The Role of Arthropods in Forest Ecosystems, Springer, Berlin/Heidelberg/New York, pp. 226–232

Culik, M.P., de Souza, J.L. & J.A. Ventura 2002. Biodiversity of Collembola in tropical agricultural environments of Espírito Santo, Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 21: 49–58

Curry, J.P. 1969. The qualitative and quantitative composition of the fauna of an old grassland site at Celbridge, Co. Kildare. *Soil Biol. Biochem.* 1: 219-227.

Curry, J.P. 1978. Relationship between microarthropod communities and soil and vegetational types. *Scient. Proc. R. Dubl. Soc.*, ser A 6, 131-141.

Curry J.P. & J.A. Good. 1992. Soil faunal degradation and restoration. *Adv. Soil Sci.* 17: 171-215.

Curry, J.P. & F. Momen. 1988. The arthropod fauna of grassland on reclaimed cutaway peat in Central Ireland. *Pedobiologia* 32: 99-109.

Mallow, D., Snider, R.J. & L.S. Robertson. 1985. Effect of different management practices on Collembola and Acarina in corn production systems. II. The effects of moldboard plowing and atrazine. *Pedobiologia* 28: 115–131.

Dangerfield, JM. 1990. Abundance, biomass and diversity of soil macrofauna in savanna woodland and associated managed habitats. *Pedobiologia* 34: 141-150.

Davies, S.P. & L. Tsomides. 1997. Methods for biological sampling and analysis of Maine's inland waters. Maine Department of Environmental Protection, Bureau of Land and Water Quality Control. Division of Environmental Assessment. Augusta, Maine.

Davis, B.N.K. 1963. A study of micro-arthropod communities in mineral soils near Corby, Northants. *J. Anim. Ecol.* 32: 49-71.

Davis, E.C. & S.L. Sutton. 1978. A comparative study of changes in biomass of isopods inhabiting dune grassland. *Scient. Proc. R. Dubl. Soc.* 6 A: 223-233.

Dekkers, B.M., van der Werff, P.A. & P.A.M. van Amelsvoort. 1994. Soil Collembola and Acari related to farming systems and crop rotations in organic farming. *Acta Zool. Fennica* 195: 28-31.

Detling, J.K. 1988. Grassland and savannas: regulation of energy flow and nutrient cycling by herbivores. In: Pomeroy, L.R. & J.J. Alberts. (eds.). Concepts of ecosystem ecology: a comparative view. pp. 131-148.

Dhillon, B.S. & N.H.E. Gibson. 1962. A study of the Acarina and Collembola of agricultural soils. *Pedobiologia* 1: 189–209.

Di Castri, F. & V. Vitali-DiCastri, 1981. Soil fauna of mediterranean regions. In: Di Castri, F., Goodal, F. & R.L. Specht (eds.). Ecosystem of the world. Elsevier Scientific Publishers, Amsterdam, Oxford, New York. pp. 445-478.

Di Castri, F. 1973. Soil animals in latitudinal and topographical gradients of Mediterranean ecosystems. In: di Castri, F. & H.A. Mooney (eds.) Mediterranean Type Ecosystems: Origin and Structure. Springer-Verlag, Berlin. pp. 171-190.

Dindal, D.L. (ed.). 1990. Soil Biology Guide. Wiley, New York. 1349 pp.

Dindal, D.L. 1979. Soil arthropod microcommunities of the Pine Barrens. In: Forman, R.T.T. (ed.) Pine Barrens: Ecosystem and Landscape. Academic Press, New York. pp. 527-539.

Dittmer, S. & S. Schrader. 2000. Longterm effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil. *Pedobiologia* 44: 527–538.

Doran, J. & M. Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15: 3-11.

Doran, J.W. & T.B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. & B.A. Stewart. (eds.). Madison: American Society of Agronomy Special Publication 35. pp. 3-21.

Dumansky, J. & C. Pieri. 1997. Application of the pressure-state-response framework for the land quality indicators (LQI) programme. In: Land Quality indicators and their use in sustainable agriculture and rural development. FAO Land and Water Bulletin, 5. Rome.

Edney, E.B., McBrayer J.F., Franco P.J. & A.W. Phillips. 1976. Abundance and distribution of soil microarthropods in Rock Valley, Nevada. US/IBP Desert Bioma Res. Memo 75-29. Utah State University Logan, Utah. pp. 39-46.

Edwards, C.A. & J.R. Lofty. 1975. The influence of cultivations on soil animal populations. In: Vanek, J. (ed.), Progress in Soil Zoology. Academia, Prague, Crechoslovakia. pp. 399–407.

Edwards, CA. 1984. Changes in agricultural practices and their impact on soil organisms. In: Jenkins, D. (ed.) Agriculture and the environment. Inst. Of Terrestrial Ecology, Great Britain. pp. 56-65.

Edwards, C.A. 1955. Soil samplings for symphylidis and a note on populations. In: Kevan, D.K. (ed.) Soil Zoology. Butterworths, London. pp. 152-256.

Edwards, C.A. 1977. Investigations on the influence of agricultural practice on soil invertebrates. *Ann. Appl. Biol.* 87: 515–520.

Edwards, C.A. & J.R. Lofty. 1969. The influence of agricultural practice on soil microarthropod populations. In: Sheals, JG (ed.) The soil Ecosystem. The Systematics Assoc., London. pp. 237-247.

Elliott, E.T. 1997. Rationale for developing bioindicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International. Wallingford. pp. 49-78.

Elliott, E.T., Hunt, H.W. & D.E. Walter. 1988. Detrital foodweb interactions in North American grassland ecosystems. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 24: 41-56.

El Titi, A. 1984. The effects of three tillage systems on soil inhabiting Gamasina (Mesostigmata, Acarina) in arable soil. *Pedobiologia* 27: 79–88.

El Titi, A. & U. Ipach. 1989. Soil fauna in sustainable agriculture: results of an integrated farming system at Lautenbach, F.R.G. *Agric. Ecosyst. Environ.* 27: 561–572.

Etchevehere, P.H. 1976. Normas de Reconocimiento de suelos. INTA. 221 pp.

Fernández, N.A. & A. Bischoff de Alzuet. 1978. Notas sobre la fauna oribatológica argentina I. *Oribatella longisetosa* n. sp. (Acari, Oribatellidae). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 37(1-4): 61-65.

Fernández, N.A. 1978. Contribución al conocimiento de la fauna oribatológica argentina I. *Epilohmannia maurii* sp. n. (Acari, Oribatida, Epilohmannidae). *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 37(1-4): 11-16.

Fernández, N.A. 1984a. Contribution a la connaissance de la faune oribatologique de l'Argentine VI. *Eohypochthonius (Neoatrichosus) travei* nov. sub-gen., nov. sp. *Acarologia* 25(1): 95-106.

Fernández, N.A. 1984b. Contribution a la connaissance de la famille Hydrozetidae I. *Hydrozetes (Argentinobates) ringueleti*, nov. subgen., nov. sp. *Acarologia* 25(3): 307-317.

Fernández, N.A. 1999. Oribates de la province de Cordoba, Argentine. I. *Oripoda benegasi* n. sp. *Acarologia* 40(2): 205-211

Fernández, N.A., Martínez, P.A. & M.J. Eguaras. 1990. Oribatid mites from organic soils of the Andes (Argentina). II. *Nesotocepheus andinus* n. sp. *Zool. Harb. Syst.* 177 (2): 261-268.

Fernández, N.A., Martínez, P.A. & M.J. Eguaras. 1991. Acariens oribates des sols organiques des Andes de la République Argentine. I. *Pheroliodes inca* n.sp. *Acarologia* 32(2): 183-190.

Ferris, V.R. & J.M. Ferris. 1974. Inter-relationships between nematode and plant communities in agricultural ecosystems. *Agro-Ecosystems* 1: 275-299.

Filser, J. 1992. Dynamik der Collembolengesellschaften als Indikatoren fur bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen – Hopfenboden als Beispiel. Disertation, Universitat Munchen: 1-149.

Foissner, W. 1987. Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Prog. Protistology* 2: 69-212.

Foissner, W. 1999. Soil protozoa as bioindicators: pros and cons, methods, diversity, representative examples. *Agric. Ecosys. & Environ.* 74: 95-112.

Ford, J. 1935. The animal populationof a meadow near Oxford. *J. Anim. Ecol.* 4: 195-207.

Fox, C., Mac Donald, K., Jarvis, I., Walker, B. & W. Pettapiece. 1996. Protocols for a soil ecosystem approach for characterizing soil biodiversity. In: Finnamore, A.T. (ed.) The SAGE project: A Report on Terrestrial Arthropod Sampling Protocols for Graminoid Ecosystems. http://eqbdqe.cciw.ca/eman/reports/publications/sage/.

Fox, C.A., Fonseca, E.J.A., Miller, J.J. & A.D. Tomlin. 1999. The influence of row position and selected soil attributes on Acarina and Collembola in no-till and conventional continuous corn on a clay loam soil. *Applied Soil Ecology* 13: 1-8.

Franco, P.J., Edney, E.B. & J.F. McBrayer. 1979. The distribution and abundance of soil arthropods in the northern Mojave desert. *J. Arid Environ.* 2: 137-149.

Franklin, E., Morais, J.W. & E.M.R. Santos. 2001. Density and biomass of acari and Collembola in primary forest, secondary growth and polyculture in Central Amazonia. *Andrias* 15: 141-154.

Franz, H. 1942. Untersuchungen über die Bedeutung der Bodentiere für die Erhaltung und Steigerung der Bodenfruchtbarkeit. *Forschungsdienst, Organ d. dtsch. Landwirtschaftswissenschaft* 13: 320–333.

Ghilarov, H. 1975. General trends of changes in soil animal opulations of arable land. In: Vanek, J. (ed.) Progress in Soil Zoology. Czechoslovak Academy of Sciences, Prague. pp. 31-39.

Ghilarov, M.S. 1977. Why so many species and so many individuals can coexist in the soil. In: Lohm, U & T. Persson. (eds.). Soil organisms as components of ecosystems. *Ecol. Bull.,* Stockholm. pp. 593-597.

Ghilarov, M.S. 1978. Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes und von bodenbildenden Prozessen. *Pedobiologia* 18: 300–309.

Dhillon B.S. & N.H.E. Gibson. 1962. A study of the Acarina and Collembola of agricultural soils – 1. Numbers and distribution in undisturbed grassland. *Pedobiologia* 1: 189-209.

Grime, JP. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester, England. 222 pp.

Gualdoni, C.M. & M.C. Corigliano. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Rev. UNRC* 11: 43-49.

Gupta, V.V. 1994. The impact of soil and crop management practices on the dynamics of soil microfauna and mesofauna. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V., Grace, P.R. (eds.). Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems. CSIRO Australia. pp. 107-124.

Gupta, V.V. & G.W. Yeates. 1997. Soil microfauna as indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International. Wallingford. pp. 201-233.

Haarlov, N. 1960. Microarthropods from Danish soils. Ecology, phenology. *Oikos suppl.* 3: 176 pp.

Hazra, A.K. & D.K. Choudhuri. 1983. A study of Collembola communities in cultivated and uncultivated sites of West Bengal in relation to three major soil factors. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 20(3): 385-401.

Hågvar, S. & G. Abrahamsen. 1984. Collembola in Norweigan forest soils. III. Relations to soil chemistry. *Pedobiologia* 27: 331-339.

Hågvar, S. 1984. Six common mite species (Acari) in Norweigan forest soils: relations to vegetation types and soil characteristics. *Pedobiologia* 27: 355-364.

Hågvar, S. 1994. Log-normal distribution of dominance as an indicator of stressed soil microarthropod communities? *Acta Zool. Fennica* 195: 71-80.

Hale, W.G. 1971. Colémbolos. En: Burges, A & F. Raw (eds.) Biología del suelo. Editorial Omega. Barcelona. pp 463-480.

Hamilton, D.J. 2000. Direct and indirect effects of predation by common eiders and abiotic disturbance in an intertidial community. *Ec. Monogr.* , 70 (1): 21-43.

Hammer, M. 1958. Investigations on the Oribatid Fauna of the Andes Mountains. I. The Argentine and Bolivia. *Biol. Skr.* 10(1): 1-129.

Haq, M.A. 1994. Roles of oribatid mites in soil ecosystem. In: Bhandari S.C. & Somani L.L. (eds.). Ecology and Biology of soil organisms. Agrotech Publishing Academy. Udaipur, Nepal. pp 143-177.

Heisler, C. 1989. Registration of Collembola and soil mites from an arable land. *Zool. Anz.* 223: 239-248.

Heisler, C. 1991. Influence of texture damage by mechanical loads on species diversity of springtails in conventional tillaged arable land (Collembola). *Entomol. Gener.* 16: 39–52.

Heisler, C., Rogasik, H. Brunotte, J. & M. Joschko. 1998. Conservation tillage and biological activity. *Landbauforsch. Volk* 48:199-212.

Heldt, S. 1995. Zur Kenntnis der Raubmilbenfauna (Acari: Gamasina) Bremens 1. Gegenüberstellung zweier Bestands-aufnahmen von 1906 und 1993, 2. Die Besiedlung ausgewählter Grünland- u. Waldstandorte im Bürgerpark. Abh. Naturw. Verein Bremen 43, 29–44; 91–115.

Hendrix, P., Parmelee, R. Crosseley Jr., D. Coleman, D. Odum, E. & P. Groffman. 1986. Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. *Bioscience* 36: 374-380.

Hermosilla, W. & I. Rubio. 1974. Prospección preliminar de la fauna edáfica de la estancia El Vecino (cuenca del Salado, Prov. Buenos Aires, Argentina.). *Physis* 33: 259-265.

Hermosilla, W., Reca, A. Pujalte, J. & I. Rubio. 1977. Efectos de la compactación del suelo sobre la fauna edáfica en campos pastoreados (Partido de Chascomús, Provincia de Buenos Aires - Argentina). *Physis* 36: 227-236.

Hermosilla, W.J., Rubio, J., Pujalte, J.C. & A.R. Reca. 1978. Die Wirkung der Bodenverdichtung auf die hypogäischen Bodenzönosen. *Landw. Forschung* 31, 308–317.

Herrick, J. 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Appl. Soil Ecol.* 15: 75-83.

Hogervorst, R.F., Verhoef, H.A. & N.M. Van Straalen. 1993. Five-years trends in soil arthropod densities in pine forests with various levels of vitality. *Biol. Fertil. Soils* 15: 189-195.

Höller, G. 1962. Die Bodenmilben des rheinischen Lößlehms in ihrer Abhängigkeit von Düngung und anderen Standortfaktoren. *Monogr. Angew. Entomol.* 18: 44–79.

Hubert, J. 1999. Oribatid mites (Acari: Oribatida) in the soil of two later succession stadia of abandoned quarries. In: Tajovsky, K. & V. Pizl (eds.) *Soil Zoology in Central Europe.* pp. 190-116.

Hulsmann, A. & V. Wolters. 1998. The effects of differents tillage practices on soil mites, with particular reference to Oribatida. *Appl. Soil Ecol.* 9: 327-332.

Huston, M. 1979. A general hypotesis of species diversity. *American Naturalist* 113: 81-101.

Izarra D.C. 1969. Sobre algunos colembolos de Paraná (Provincia de Entre Rios, Argentina). *Physis* 29(78): 145-150.

Izarra D.C. 1970. Tres nuevas especies de colembolos de Sierra de La Ventana (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Physis* 29(79): 393-397.

Izarra D.C. 1972. *Alloscopus platensis* una nueva especie de La Plata, Provincia de Buenos Aires (Collembola, Entomobryidae). *Physis*, 31(83): 537-539.

Izarra D.C. 1973. Sobre algunos colémbolos del Valle de Punilla, Prov. de Córdoba. *Physis* 32(85): 475-481.

Izarra D.C. 1982. Contribución al conocimiento de los colembolos del parque nacional Lanin (Prov. de Neuquen, Argentina). Physis 40(99): 71-74.

Izarra, D.C. 1965. Fauna colembolica de Sierra de la Ventana (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Physis* 25(78): 145-150.

Jackson, M.L. 1970. Análisis químicos de suelos. Editorial Omega. Barcelona.

Janke, R. & R. Papendick. 1994. Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Special Publication N° 35. pp. 9-11.

Jörger, V. 1991. The influence of soil cultivation methods on the edaphic fauna, and especially the Gamasina (Mesostigmata), in two southern German vineyards with different cultural treatments. In: Schuster, R. & P.W. Murphy. (eds.). *The Acari.* Chapman & Hall, London, pp. 483–484.

Kaiser, P.A. & J. Lussenhop. 1992. Collembolan effects on establishment of vesicular-arbuscular mycorrhizae in soybean (*Glycine max*) *Soil Biol. Biochem.* 23: 307-308.

Kampichler, C., Dzeroski, S., & R. Wieland. (2000). Application of machine learning techniques to the analysis of soil ecological data bases: relationships between habitat features and Collembolan community characteristics. *Soil Biol. Biochem.* 32: 197-209.

Karg, W. 1963. Die edaphischen Acarina in ihren Beziehungen zur Mikroflora und ihre Eignung als Anzeiger für Prozesse der Bodenbildung. In: Doeksen, J. & J. Van der Drift. (eds.). *Soil Organisms.* North-Holland, Amsterdam. pp. 305–315.

Karg, W. 1968. Bodenbiologische Untersuchungen über die Eignung von Milben, insbesondere von parasitiformen Raubmilben, als Indikatoren. *Pedobiologia* 8: 30–39.

Karg, W. 1978. Milben als indikatoren zur optimierung von pflanzenschutzmassnahmen in apfelintensivanlagen. *Pedobiologia* 18: 415–425.

Karg, W. 1983. Verbreitung und Bedutung von Baubmilben der Cohors Gamasina als Antagonisten von Nematoden. *Pedobiologia* 25: 419-432.

Karg, W. 1986. Vorkommen und Ernährung der Milbencohors Uropodina Kramer (Schildkrötenmilben) sowie ihre Eignung als Indikatoren in Agroökosystemen. *Pedobiologia* 29: 285–295.

Karg, W. 1989a. Die Bedeutung der Beute- und Wirtsbeziehungen parasitiformer Milben für bodenbiologische Standortsanalysen. *Pedobiologia* 33: 1–15.

Karg, W. 1989b. Acari (Acarina) Milben, Parasitiformes (Anactinochaeta), Uropodina Kramer Schildkrötenmilben. In: G. Fischer (ed.). Die Tierwelt Deutschlands, 67. pp 203.

Karg, W. & B. Freier. 1995. Parasitiforme Raubmilben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. Mittlg. BBA f. Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem, Heft 308, 96 pp.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F. & G.E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.

Kay, F.R., Sobhy, H.M. & W.G. Whitford. 1999. Soil microarthropods as indicators of exposure to environmental stress in Chihuahuan Desert rangelands. *Biology & Fertility of Soils* 28: 121-128.

Kempton, R.A. & L.R. Taylor. 1974. Log-series and log-normal parameters as diversity discriminants for the Lepidoptera. *J. Anim. Ecol.* 43: 381-399.

Kethley, J. 1990. Acarina: Prostigmata (Actinedida). In: Dindal, D.L. (Ed.) Soil Biology Guide. John Wiley, New York. pp. 667-756.

Kines, K.A. & R.N. Sinha. 1973. A laboratory study of fauna and flora in an agricultural soil in Manitoba. *Manitoba Entomol.* 7: 59-66.

King, L.K. & K.J. Hutchinson. 1976. The effects of sheep stocking intensity on the abundance and distribution of mesofauna in pastures. *J. Appl. Ecol.* 13: 41-55.

Kladivko, E. 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil & Till. Res.* 61: 61-76.

Klimek, A. 1999. *Tectocepheus velatus* (Michael) (Acari, Oribatida) as an indicator of industrial air pollution in young Scots pine forests. In: Tajovsky, K. & V. Pizl (eds.) *Soil Zoology in Central Europe.* pp. 143-148.

Knoepp, J., Coleman, D. Crossley Jr, D. & J. Clark. 2000. biological indices of soil quality: an ecosystem case study of their use. *For. Ecol. Manag.* 138: 357-368.

Koehler, H. 1999. Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). *Agric. Ecosyst. & Environ.* 74: 395-410.

Koehler, H. 1998. Secondary succession of soil mesofauna: A thirteen year study. *Appl. Soil Ecol.* 9: 81-86.

Kovac, L., Schnitzerova, E., Miklisova, D. & R. Mati. 1999. Gamasina communities (Acari, Parasitiformes) of arable soils with two different soil types. *Pedobiologia* 43: 54-63.

Kovac, L. & D. Miklisova. 1995. Collembolan communities in winter wheat-clover cropping system on two different soil types. *Polskie Pismo Entomologiczne* 64: 365-381.

Kovac, L. & D. Miklisova. 1997. Collembolan communities in (Hexapoda, Collembola) in arable soils of east Slovakia. *Pedobiologia* 41: 62-68.

Kovac, L. 1994. Effects of soil type on collembolan communities in agroecosystems. *Acta Zool. Fennica* 195: 89-93.

Kracht, M. & S. Schrader, 1997. Collembola and Acari in compacted soil of agricultural land under different soil tillage systems, Braunschw. *Naturkundl. Schr.* 5: 425–440.

Kuznetsova, N. & M. Sterzynska. 1995. Effects of single trees on the community structure of soil-dwelling Collembola in urban and non-urban environments. *Fragmenta Faunistica* 37: 413-426.

Lagerlöf, J. & O. Andrén. 1988. Abundance and activity of soil mites (Acari) under four arable crops. *Pedobiologia* 32: 129–145.

Lagerlof, J. & O. Andrén. 1991. Abundance and activity of Collembola, Protrura an Diplura (Insecta, Apterygota) in four cropping systems. *Pedobiologia* 32: 337-350.

Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F. & C.V. Cole. 1998. The potential of U.S. cropland tosequester carbon and mitigate the greenhouse effect. Ann arbor Press. Chelsea, MI.

Larink, O. 1997. Springtails and mites: important knots in the foodweb of life. In: Benkiser, G. (ed.) Fauna in Soil Ecosystems. Marcel Dekker, Basel, pp. 225-264.

Latham, M. 1998. Soil Science and society – Challenges at the advent of the 21st century. Introductory Conferences and Debate, 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, France. pp. 101-107.

Lavelle, P. & J. Nahmani. 2000. Synthetic bioindicators of soil quality based on macrofauna communities. In: Identifying Indicators to assess the impact of European Policies on Biodiversity. Biodiversity Assessment Tools. Electronic Conference. http://www.gencat.es/mediamb/bioassess/index.htm

Lavelle, P., Spain, A., Blanchart, E., Martin, A., Martin, S. & R. Schaefer. 1992. The impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: Lal, R. & P. Sanchez (eds.) Myths and Science of Soils of the Tropics, Soil Science Society of America, Washington. pp. 157-185.

Lebrun, P. & N.M. Van Straalen. 1995. Oribatid mites: prospects for their use in ecotoxicology. *Exp. & Appl. Acarol.* 19: 361-379.

Leetham, J.W. & D.G. Milchunas. 1985. The composition and distribution of soil microarthropods in the shortgrass steppe in relation to the soil water, root biomass, and grazing by cattle. *Pedobiologia* 28: 311-325.

Lewis, J.G.E. 1974. The ecology of centipedes and millipedes in northern Nigeria. Symposium Zoological Society, London, vol. 32. pp. 423-430.

Linden, D., Hendrix, P., Coleman, D. & P.C. Van Vliet. 1994. Faunal indicators of soil quality. In: Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA special publication N° 35. pp. 91-106.

Lobry de Bruyn, L. 1999. Ants as bioindicators of soil function in rural environments. *Agric. Ecosyst. & Environ.*74: 425-441.

Loots, G.C. & P.A.J. Ryke. 1966. *A* comparative, quantitative study of the microarthropods in differents types of pasture soil. *Zoologica Africana 2(2): 167-176.*

Loots, G.C. & P.A.J. Ryke. 1967. The ratio Oribatei: Trombidiformes with reference to organic matter content in soils. *Pedobiologia* 7: 121-124.

Lopez-Fando, C. & A. Bello. 1995. Variability in soil nematode populations due to tillage and crop rotation in semi-arid Mediterranean agrosystems. *Soil & Till. Res.* 32: 59-72.

Loranger, G., Ponge, J.-F., Blanchart, E. & P. Lavelle. 1998. Influence of agricultural practices on arthropod communities in a vertisol (Martinique). *Eur. J. Soil Biol.* 34: 157-165.

Lorentz, P.G. 1876. Cuadro de la vegetación de la República Argentina. En: Napp, R. (ed.) La República Argentina, Bs. As. pp 77-136.

Loring, S.J., Snider, R.J. & L.S. Robertson. 1981. The effects of three tillage practices on Collembola and Acarina populations. *Pedobiologia* 22: 172-184.

Luptàcik, P. 1999. Symphyla, Pauropoda, Protrura and Diplura dynamics along a climate inversion in the Zadiel Gorge (Slovak Karst). In: Tajovsky, K. & V. Pizl (eds.) *Soil Zoology in Central Europe.* pp. 197-201.

Luxton, M. 1967a. The ecology of salt marsh Acarina. *J. Anim. Ecol.* 36: 257-277.

Luxton M. 1967b. The zonation of saltmarsh Acarina. *Pedobiologia* 7: 55-66.

Luxton, M. 1981. Studies on the prostigmatic mites of a Danish beech wood soil. *Pedobiologia* 22: 277-303

Macfayden, A. 1952. The small arthropods of a Molinia fen at Cothill. *J. Anim. Ecol.* 21: 87-117.

Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Chapman & Hall, London. 179 pp.

Mahibbur, M. & Z. Govindarajulu. 1997. A modification of the test of Shapiro and Wilk for normality. *Journal of Applied Statistics* 24(2): 219-235.

Mahunka, S. 1980. Neue und interessante Milben aus dem Genfer Museum XXXVIII. Oribatids (Acari) from Monte Susana (Tierra del Fuego, Argentina). *Revue Suisse Zool.* 87(1): 155-181.

Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems* 3: 36-71.

Mari Mutt, J.A. & P.F. Bellinger. 1990. A catalog of the Neotropical Collembola, including Neartic areas of Mexico. Sandhill Crane Press., Gainesville, Florida.

Martínez, P.A. & G.J Veliz. 2000. Listado de los oribátidos (Acari: Oribatida) de la República Argentina. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 59: 119-134.

Mathes, K. & G. Weidemann. 1990. A baseline-ecosystem aproach to the analysis of ecotoxicological effects. *Ecotox. Environ. Saf.* 20: 197-202.

Michelbaker, A.E. 1938. Tha biology of the garden centipede, *Scutigerella immaculata. Itilgardia* 11(3): 55-148.

Miller, F.P. 1993. Soil Science: A scope broader than its identity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 229-230.

Mitchell, M.J. 1977. Life history strategies of oribatid mites. In: Dindal, D.L. (ed.). Biology of oribatid mites. SUNY-CESF, Syracuse. pp. 65-69.

Moore, J.C., Snider, R.J. & L.S. Robertson, 1984. Effect of different management practices on Collembola and Acarina in corn production system. I. The effect of no tillage and atrazine. *Pedobiologia* 26: 143–152.

Najt, J. & E.H. Rapoport. 1965. Sobre algunos colembolos (Symphypleona) de Argentina. *Rev. Soc. Entomol. Arg.*, 27(1-4): 33-45.

Najt, J. & I. Rubio. 1978. Collemboles des Iles Malouines. I. *Bull. Soc. Hist. Natur. Toulouse* 114(3-4): 288-298.

Najt, J. & Z. Massoud. 1974. Contribution a l'etude des Brachystomellinae (Insectes, Collemboles). I. Nouvelles especes récoltés en Argentine. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* 11(3): 367-372.

Najt, J. 1967. Colembolos Symphypleona Neotropicales I. *Physis* 27(74): 71-86.

Najt, J. 1969. Arthropleona de Argentina. I. *Rev. Soc. Entomol. Arg.*, 31(1-4): 107-113.

Natural Resources Conservation Service, USDA. 1999. Soil Quality Test Kit. SECTION II: Background & Interpretive Guide for Individual Tests.

Neave, P. & C.A. Fox. 1998. Response of soil invertebrates to reduced tillage systems established on a clay loam soil. *Appl. Soil Ecol.* 9: 423-428.

Neher, D.A. 1999. Soil community composition and ecosystem processes. Comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems. *Agroforestry Systems* 45: 159-185.

Neher, D.A. & M.E. Barbercheck. 1999. Diversity and function of soil mesofauna. In: Collins, W.W. & C.O. Qualset (eds.) Biodiversity in Agroecosystems, CRC Press, New York. pp. 27-47.

Norton, R.A. 1994. Evolutionary aspects of oribatid mites life histories and consequences for the origin of the Astigmata. In: Houck, M.A. (ed.) Mites: Ecological and Evolutionary Analyses of Life-History Patterns, Chapman & Hall, New York. pp. 99–135.

Norton, R. & D. Sillman. 1985. Impact of oily waste application on the mite community of an arable soil. *Exp. & Appl. Acarol.* 1: 287-305.

Norton, R.A. & S.C. Palmer. 1991. The distribution, mechanisms and evolutionary significance of parthenogenesis in oribatid mites. In: Schuster, R & P.W. Murphy (eds.). The acari: reproduction, development and life-history strategies. Chapman & Hall, London. pp. 107-136.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.

Odum, E.P. 1984. Properties of agroecosystems. In: Lowrance, R. & B.R. Stinner. (eds.). Agricultural Ecosystems: Unifying concepts. Wiley. pp. 5–11.

OECD. 1991. Environmental Indicators: A preliminary Set, OCDE, Paris.

Oliver, P.G. & P.A.J. Ryke. 1966. Seasonal fluctuations of the mesofauna in soil under kikuyu grass. *Mem. Inst. Invest. Cient. Mocambique* Ser. A 7: 235-280.

Oliver, I. & A.J. Beatie. 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species, a case study. *Conserv. Biol.* 10: 99-109.

Osler, G., & A.J. Beattie. 1999. Relationships between body length, number of species and species abundance in soil mites and beetles. *Pedobiologia* 43: 402-412.

Osler, G., Van Vliet, P. Gauchi, C. & L. Abbott. 2000. Changes in free living soil nematode and micro-arthropod communities under a canola-weat-lupin rotation in Western Australia. *Austr. J. Soil Res.* 38(1): 47 - 60.

Pankhurst, C.E. 1997. Biodiversity of soil organisms as an indicator of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International. pp 297-324.

Pankhurst, C.E., Doube B.M., Gupta, V.V. & Grace, P.R. (eds.). 1994. Soil biota management in sustainable farming systems. CSIRO, East Melbourne, Vic., Australia.

Pankuhrst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. 1997. Biological indicators of soil health: Synthesis. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International. pp 419-435.

Paoletti M.G. & M. Bressan, 1996. Soil Invertebrates as bioindicators of Human Disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15(1): 21-62.

Paoletti M.G. 1997 Are there alternatives to wheat and cows in order to improve landscape quality and biodiversity? In: Napier, T., Camboni, S. & J. Tvrdon (eds.). Soil and Water Conservation Polices: Successes and Failures. Water & Soil Conservation Society press, Ankeny, IA. pp. 37-50.

Paoletti M.G., Boscolo, P. & D. Sommaggio. 1997. Predators-parasitoids and beneficial insects in fields sorrounded by hedgerows in North Eastern Italy. Entomological Research in Organic Agriculture. *Biolo. Agric. & Hortic.* 15(1-4): 311-323.

Paoletti, M. 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agric. Ecosyst. & Environ.* 74:1-18.

Parisi, V. 1979. Biología y ecología del suelo. Editorial Blume, Barcelona. pp. 170.

Peachey, R.E., Moldenke, A., William, R.D., Berry, R., Ingham, E. & E. Groth. 2002. Effect of cover crops and tillage system on symphylan (Symphlya: *Scutigerella immaculata*, Newport) and *Pergamasus quisquiliarum* Canestrini (Acari: Mesostigmata) populations, and other soil organisms in agricultural soils. *Appl. Soil Ecol.* 21: 59–70

Peck, S., McQuaid, B. & C. Lee Campbell. 1998. Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. *Environ. Entomol.* 27: 1102-1110.

Persson, T. & U. Lohm. 1977. Energetical significance of the annelids and arthropods in a Swedish grassland soil. *Ecol. Bull.* (Stockholm) 23: 211 pp.

Petersen, H. & M. Luxton. 1982. A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. In: Petersen, H. (ed.) Quantitative ecology of microfungi and animals in soil and litter. *Oikos* 39: 287-388.

Philips, J.R. 1990. Acarina: Astigmata (Acaridida). In: Dindal, D.L. (ed.). Soil Biology Guide. Wiley, New York. pp. 757-778.

Jeffers, J.N.R. (1978) An Introduction to Systems Analysis with Ecological Applications. Arnold, London.

Pilatti, M.A., Orellana, J.A., Priano, L.J., Felli, O.M. & D.A. Grenon. 1988. Incidencia de manejos tradicionales y conservacionistas sobre propiedades físicas, químicas y biológicas de un Argiudol típico en el sur de Santa Fe. *Ciencia del Suelo* 6: 19-29.

Pimentel, D. (ed.). 1997. Techniques for reducing pesticide use: economic and environmental benefits. Wiley, New York.

Porazinska, D.L., Duncan, L.W., McSorley, R. & J.H. Graham. 1999. Nematode community composition under various irrigation schemes in a citrus soil ecosystem. *Jour. of Nematol.* 30: 170-178.

Prabhoo, NR. 1976. Soil microarthropods of a virgin forest and adjoining tea fields in the western ghats in Kerala – a brief ecological study. Oriental Insects 10: 435-442.

Rapoport, E.H. 1959a. Colémbolos de Bahia Blanca (Argentina). I. *Rev. Soc. Entomol. Arg.* 21(1/2): 29-37.

Rapoport, E.H. 1959b. Colembolos de Bahia Blanca (Argentina) II. *Rev. Soc. Entomol. Arg.* 21(3-4): 79-88.

Rapoport, E.H. 1962. Colémbolos de Bahia Blanca (Argentina) IV. *Acta Zool. Lilloana* 18: 443-455.

Rapoport, E.H. 1963. Colémbolos de Bahia Blanca (Argentina) VI. *Rev. Soc. Entomol. Arg.* 26: 35-39.

Rapoport, E.H., & L. Sánchez. 1968. Effect of organic fungicides on the soil microfauna. *Pedobiologia* 7(4): 317-322.

Ravelo, C. 1990. PDIMES, balance hídrico seriado, índice de sequía y humedad del cultivo. Manual teórico-operativo. Asoc. Agron. de Agrometereología. 8 pp.

Raw, F. 1971. Artrópodos (excepto Acaros y Colémbolos). En: Burges, A., Raw, F. (Eds.). Biología del suelo. Ed. Omega, Barcelona. pp. 379-423.

Reddy, M.V., Reddy, V.R., Yule, D.F., Cogle, A.L. & P.J. George. 1994. Decomposition of straw in relation to tillage, moisture and arthropod abundance in semi-arid tropical Alfisol. *Biol. Fertil. Soils* 17: 45-50.

Remmert, H., 1984. Ökologie. Springer, Berlin. 334 pp.

Roger, P.A., Simpson, I.C., Oficial, B., Aardales, S., Jiménez, R. & A.G. Cagauan. 1995. An experimental assessment of pesticide impacts on soil and water fauna and microflora in wetland ricefields of the Philippines. Impact of pesticides on farmer health and the rice environment. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. pp. 309-339.

Röske, H. 1989. Collembola fauna on different types of agriculturally used soil. In: Dallai, R. (ed.). 3rd International Seminar on Apterygota. Univ. of Siena. pp. 283-290.

Ruess, R.W. & S.J. Mc. Naughton. 1987. Grazing and the dynamics of nutrient and energy regulated microbial processes in the Serengeti grasslands. *Oikos* 49: 101-110.

Ruf, A. 1998. A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as an indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. *Appl. Soil Ecol.* 9: 447-452.

Rusek, J. 1990. Collembola and other microarthropods. In: Osbornová, J. *et al.* (eds.) Succession in abandoned fields. Kluver Academic Publishers. pp. 56-58.

Rusek, J. 1978. Pedozootische sukzessionen während der entwicklung von Ökosystemen. *Pedobiologia* 18: 426-433.

Ryke, P.A.J. & G.C. Loots. 1967. The composition of the microarthropod fauna in South African soils. In: Graff, O. & J.E. Satchell. (eds.) Progress in Soil Biology. Friedr. Vieweg, Braunschweig and North-Holland, Amsterdam, pp. 538-546.

Sabatini, M.A., Rebecchi, L., Cappi, C., Bertolani, R. & B. Fratello. 1997. Long-term effects of three different continuous tillage practices on Collembola populations. *Pedobiologia* 41: 185-193.

Salt, G. Hollick, F.S., Raw, F. & M.V. Brian. 1948. The arthropod population of pasture soil. *J. Anim. Ecol.* 17: 139-150.

Sanyal, A. 1990. Influences of agricultural practices on the population of soil mites in West Bengal, India. In: Veeresh, G.K., Rajagopal, D. & C.A. Viraktamath (eds.). Management and Conservation of Soil Fauna. Oxford & IBH Publishing: pp. 333-340.

Sanyal, A. 1996. Soil arthropod population in two contrasting sites at Nadia, West Bengal. *Environ. & Ecol.* 14: 346-350.

SAS institute. 1997. JMP Software version 3.2.1. SAS Institute Inc.

Scheller, U. 1998. Pauropoda. En: Morrone, J.J. & Coscarón, S. (eds.), Biodiversidad de Arthrópodos Argentinos. Una perspectiva biotaxonómica. pp. 485-487. Ediciones SUR, La Plata. 599 pp.

Scheu, S. & E. Schulz. 1996. Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. *Biodiv. & Conserv.* 5: 235-250.

Schrader, S. & M. Lingnau. 1997. Influence of tillage and soil compaction on microarthropods in agricultural land. *Pedobiologia* 41: 202-209.

Sena, M., R. Frighetto, P. Valarini, H. Tokeshi, & R. Poppi. 2002. Discrimination of management effects on soil parameters by using principal component analysis: a multivariate analysis case study. Soil & Tillage Research 67:171-181.

Shaddy, J.H. & J.W. Butcher. 1977. The distribution of some soil arthropods in a manipulated ecosystem. *Great Lakes Entomol.* 10: 131-144.

Sheals, J.G. 1956. Soil populations studies I. The effect of cultivation and treatment with insecticides. *Bull. Entomol. Res.* 47: 803-822.

Sheals, J.G. 1957. The collembola and Acarina of uncultivated soil. *J. Anim. Ecol.* 26: 125-134.

Siepel, H. 1994. Structure and function of soil microarthropod communities. Thesis, IBN-DLO, Wageningen, The Netherlands. 136 pp.

Siepel, H. 1996a. Biodiversity of soil microarthropods: the filtering of species. *Biodiv. & Conserv.* 5: 251-260.

Siepel, H. 1996b. The importance of unpredictable and short-term environmental extremes for biodiversity in oribatid mites. *Biodiv. Letters* 3: 26-34.

Siepel, H. & E.M. Deruiter-Dijkman. 1993. Feeding Guilds of Oribatid Mites Based on Their Carbohydrase Activities. *Soil Biol. Biochem.* 25: 1491-1497.

Singh, J. & K.S. Pillai. 1975. A study of Soil microarthropod communities in same fields. *Rev. Ecol. Sol* 12(3): 579-590.

Skubala, P. 1995. Moss mites (Acarina: Oribatida) on industrial dumps of different ages. *Pedobiologia* 39: 170–184.

Soil Survey Staff, 1993. Soil Survey Manual. USDA Handbook Nº 18. U.S. Government Printing Office, Washington DC. pp. 437.

Soil Survey Staff, 1998. Keys to soil taxonomy. 8th ed. USDA, Natural Resources Conservation Service. U.S. Government Printing Office, Washington DC. pp. 326.

Soil Survey Staff, USDA. 1999. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. United States Department of Agriculture.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf, 1995. Biometry: the principles and practice of statistic in biological research. 3rd ed. W.H. Freeman and Company, New York, USA. 887 pp.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1969. Biometry, W.H. Freemn and Company, San Francisco. 391 pp.

Southwood, T.R.E. 1980. Ecological methods. Second edition. Chapman & Hall.

Sparling, G.P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nitrient cycling as indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International. pp. 97-119.

Samu, F. Sunderland, K.D. & D. Szinetar. 1999. Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *J. Arachnol.* 27: 325-332.

Stamou, G. & M. Argyropoulou. 1995. A preliminary study on the effect of Cu, Pb and Zn contamination of soils on community structure and certain life-history traits of oribatids from urban areas. *Exp. & Appl. Acarol.* 19: 381-390.

Stamou, G.P., Asikidis, M.D., Argyropoulou, M.D. & S.P. Sgardelis. 1993. Ecological time versus standar clock time: the asymmetry of phenologies and the life history strategies of some soil arthropods from Mediterranean ecosystems. *Oikos* 66: 27-35.

Sterzynska, M. 1990. Communities of Collembola in natural and transformed soils of the linden-oak-hornbean sites of the Mazovian Lowland. *Fragmanta Faunistica* 34: 166-262.

Stork, N.E. & P. Eggleton. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Am. J. Altern. Agric.* 7: 38-47.

Swift, M.J. & J.M. Anderson. 1993. Biodiversity and ecosystem function in agroecosystems. In: Schultze, E. & H.A. Mooney. (eds.). Biodiversity and ecosystem function. Spinger, New York. pp. 57-83.

Swift, M.J. 1998. Integrating soils, systems and society. Introductory Conferences and Debate, 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, France. pp. 59-69.

Szymkowiak, P. 1998. Soil Gamasina (Acari, Gamasida) of the fertile carpatian beech forest in the Gorce National Park. *Ochrona Srodowiska* 2: 291-298.

Tischler, W. 1955. Effects of agricultural practices on the soil fauna. In: Kevan, D.K. (ed.) Soil Zoology, Butterworths, London. pp. 215–230.

Universidad Nacional de Córdoba. Estadística y Biometría, Facultad de Ciencias Agropecuarias. 2004. InfoStat. Versión 1.6.

Unninayar S., Schiffer R.A. 1997. In situ observations for the global observing systems. NASA, Houston.

Usher, M.B., Booth, R.G. & K.E. Sparkes. 1982. A review of progress in understanding the organization of communities of soil arthropods. *Pedobiologia* 23: 126-144.

Ushiwata, C., Sauter, K. & M. Kobiyama. 1995. Influence of compactation of a forest soil on the soil fauna in a subtropical region. I. Oribatei (Acari, Cryptostigmata) and Collembola (Insecta). *Rev. Bras. Zool.* 12: 905-913.

Van Straalen, N. 1985. Comparative demography of forest floor Collembola populations. *Oikos* 45: 253-265.

Van Straalen, N. 1997. Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & V.V. Gupta. (eds.). Biological Indicators of Soil Health. CAB International. pp. 235-264.

Van Straalen, N. 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Appl. Soil Ecol.* Special Issue (1-3): 429-437.

Van Straalen, N.M. & D.A. Krivolutski (eds.). 1996. Bioindicator Systems for Soil Pollution. NATO ASI series. Kluwer Academic Publishers. 16 pp.

Van Straalen, N.M. & H.A. Verhoef. 1997. The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *J. Appl. Ecol.* 34: 217-232

Vandermeer, J. & I. Perfecto. 1995. Breakfast of biodiversity: the truth about rainforest destruction. Food First Books, Oakland. 185 pp.

Von Ende, C.N. 1993. Repeated-measures analysis: growth and other time-dependent measures. In: Scheiner, S.M. & J. Gurevitch (eds). Design and analysis of ecological experiments. Chapman and Hall, New York. pp. 113–137.

Walllwork, JA. 1980. Desert soil microarthropods in an "r"-selected system. In: Dindal, D. (ed.) Soil Biology as Related to Land Use Practices. Proc. 7th Internat. Soil Zool. Coll. ISSS. pp. 759-769.

Wallwork, J.A. 1970. Ecology of Soil Animals. McGraw-Hill. London-New York-Sydney.

Wallwork, J.A. 1971. Acaros. En: Burges, A. & F. Raw (eds.) Biología del suelo. Ed. Omega, Barcelona. 596 pp.

Wallwork, J.A. 1972. Distribution patterns and population dynamics of the micro-arthropods of a desert soil in southern California. *J. Anim. Ecol.* 41: 291-310

Wallwork, J.A. 1976. The distribution and diversity of soil fauna. Academic Press, London. 355 pp.

Walsingham, J.M. 1976. Effects of sheep grazing on the invertebrate population of agricultural grassland. *Soc. Proc. R. Dublin Soc.* 11: 297-304.

Wardle, D.A. 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Adv. Ecol. Res.* 26: 105-185.

Wasilewska, L. 1979. The structure and function of soil nematode communities in natural ecosystems and agrocenoses. *Polish Ecological Studies* 5: 97-145.

Weil, R.R. & W. Kroontje.1979. Effects of manuring on the arthropod comunity in arable soil. *Soil Biol. Biochem.* 11: 669 - 679.

Weis-Fogh, T. 1947. Ecological investigations on mites and collemboles in the soil. *Natura Jutlandica* 1: 139-270

Werner, M.R. & D.J. Dindal, 1990. Effects of conversion to organic agricultural practices on soil biota. *Am. J. Alternat. Agric.* 5: 24-32.

Winter, J.P., Voroney, R.P. & D.A. Ainsworth. 1990. Soil microarthropods in long-term no-tillage and conventional tillage corn production. *Can. J. Soil Sci.* 70: 641–653.

Wood, T.G. 1967. Acari and Collembola of Moorland Soils from Yorkshire, England 1. Description of the Sites and their Populations. *Oikos* 18: 102-117.