

---

## Artrópodos del suelo como bioindicadores de recuperación de sistemas perturbados

### *Soil arthropods as bioindicators of land restoration*

Francisco F. Herrera y Elvira Cuevas

Centro de Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. Apdo. 21.827,  
Caracas 1020-A, Venezuela

---

#### RESUMEN

Los artrópodos terrestres han sido reconocidos como eficientes indicadores del funcionamiento de los ecosistemas, y de allí su utilidad en programas de inventarios de biodiversidad y evaluación de recuperación de áreas degradadas. En el presente trabajo se analizan las ventajas y desventajas de utilizar a la fauna del suelo como bioindicadores a tres niveles jerárquicos distintos: un único taxón (familia o especie), combinación de taxa (órdenes o familias) y la comunidad completa, también llamado ensamble. Este último nivel es evaluado como caso de estudio en un mosaico sucesional de la Cordillera de la Costa, constituido por sabanas, arbustales, bosque secundario y bosque maduro. Se encontró que: a) la estructura y composición de la fauna del suelo son moduladas por el clima a lo largo del año; b) la presencia de árboles introduce un cambio importante en la estructura comunitaria de la fauna; y c) que los procesos de recuperación a nivel edáfico podrían ocurrir a tasas más rápidas que a nivel de la cobertura vegetal. Esto último resulta muy atractivo para el uso de elementos edáficos como bioindicadores de recuperación de ecosistemas. Finalmente se sugiere que, los bioindicadores deben ser considerados como un conjunto de herramientas que difieren en su idoneidad según las características del sistema perturbado y el plan de manejo. Por tanto, se sugiere que pueden ser utilizados de forma individual o combinada de manera de realizar diagnósticos con la máxima resolución y precisión.

**Palabras claves:** artrópodos, suelo, bioindicadores, restauración, **bosques tropicales.**

#### ABSTRACT

Soil arthropods have been recognised as efficient indicators of the functioning of ecosystems, therefore widely used in biodiversity inventories and land rehabilitation programs. The present study analyses the advantages and disadvantages of using soil fauna as monitoring group at three hierarchical levels: a simple taxon (one family or species), a combination of taxa (orders or families), and the whole community also named assemblages. The last mentioned is assessed -as study case- in a successional mosaic of vegetation in the Coastal Range of Venezuela, comprised by savannas, shrublands, secondary and primary forests. It was found that: a) seasonality modulates the structure and composition of soil fauna communities throughout the year; b) the presence of trees introduces an important effect on the structure of the fauna community; and c) soil rehabilitation processes might occur at faster rates than plant cover replacement along the succession. The latter suggests that the use of edaphic elements as bioindicators seems to be appropriated. Finally, it is considered that bioindicators must be seen as a flexible set of tools, that regarding the scenario can be used individually or combined, in order to get a more precise and detailed diagnosis.

**Key words:** arthropods, soil, bioindicators, restoration, tropical forests.

---

## INTRODUCCIÓN

Las diversas actividades humanas relacionadas con el urbanismo y explotación de recursos han ocasionado en diverso grado un impacto en los ecosistemas terrestres. En muchos casos, estas actividades han tenido como consecuencia pérdida de hábitats para muchas especies vegetales y animales, alteración de la hidrografía, erosión de suelos, cambios climáticos, contaminación de cuerpos

de agua y suelos, etc. (Laurance y Bierregaard 1997). En muchos escenarios, el hombre se ha visto en la necesidad de considerar la recuperación de estas áreas, o bien para mejorar las condiciones de vida de los pobladores locales o por el compromiso moral de conservar el componente biótico del planeta. En ambos casos, la restauración ecológica es la disciplina emergente como herramienta para sentar las directrices que permitan recuperar aquellos ecosistemas degradados y promover su recuperación.

El éxito de los esfuerzos en la restauración de ecosistemas puede ser medido de diversas maneras, dependiendo del objetivo planteado o del sistema referencial seleccionado. Cuando el objetivo es obtener nuevamente el ecosistema original y se tienen remanentes del mismo, pueden utilizarse un conjunto de elementos bióticos propios del ecosistema como indicadores del progreso de la restauración (Jansen 1997). Cuando no se dispone de un ecosistema de referencia real, es posible utilizar bioindicadores asociados con el sistema de referencia o simplemente elementos que reflejen los cambios serales (i.e. cambios en los estadios sucesionales) producto de la rehabilitación. Considerar las escalas espaciales y temporales en la evaluación de un proceso sucesional (asistido por el hombre o no) es vital para la selección acertada de los indicadores. En este sentido es conveniente seleccionar bioindicadores capaces de reflejar cambios tanto en componentes estructurales como funcionales del sistema (Kremen *et al.* 1993), en lo posible, asociados a compartimientos del ecosistema que jueguen un rol clave en el proceso sucesional determinado por las características de la intervención o perturbación.

Los indicadores biológicos nacen de la dificultad de evaluar todos los componentes del ecosistema cuando se desea cuantificar su biodiversidad o estatus ecológico. Por tanto, se plantea seleccionar una unidad del sistema (i.e. indicador) que *resuma* los atributos en cuestión, pero que sea cuantificable de manera sencilla (Noss 1990, Lindenmayer *et al.* 1999). Para tal efecto, se han utilizado diversas aproximaciones que abarcan buena parte del espectro jerárquico de la organización del sistema, desde la composición del ADN del suelo, pasando por organismos invertebrados y vertebrados, hasta elementos del paisaje. El objetivo del presente trabajo es evaluar la utilidad de los artrópodos del suelo como bioindicadores de cambios sucesionales del ecosistema, desde la perspectiva que un proceso de restauración es en sí, un proceso sucesional.

### **Artrópodos del suelo como bioindicadores**

Los artrópodos terrestres han sido reconocidos, recientemente, como eficientes indicadores del funcionamiento de los ecosistemas, y de allí su utilidad en programas de inventarios de biodiversidad o evaluación de recuperación de áreas degradadas (King *et al.* 1998, Kremen *et al.* 1993, Longcore 1999). Entre algunos atributos de los artrópodos terrestres destacan su amplia diversidad y capacidad de ocupar microhábitats y nichos específicos, además de jugar múltiples roles ecológicos. En general, son altamente sensibles a variaciones climáticas, cambios en la cobertura vegetal, elementos contaminantes, prácticas de manejo, etc. (Barros *et al.* 2002, Jansen 1997, Rodríguez *et al.* 1998, Levings y Windsor 1996). Esta capacidad de respuesta ha sido relacionada con múltiples características de los artrópodos como lo son; el tamaño corporal, las tasas de crecimiento, la capacidad de dispersión, las adaptaciones a condiciones microclimáticas, sus cortos ciclos reproductivos, y su importancia en las cadenas tróficas y flujo de nutrimentos del sistema (Kremen *et al.* 1993, Longcore 1999, entre otros).

Desde el punto de vista metodológico, los artrópodos terrestres han sido frecuentemente utilizados por la facilidad de mantener colecciones de referencias indefinidamente y a un bajo costo; esto permite tanto el estudio retrospectivo del material (e.g. en genética molecular, sistemática, biogeografía, etc.), como el análisis parataxonómico que permite *a posteriori* confirmar la clasificación de los organismos por parte de especialistas, actividad que no puede realizarse con indicadores basados en observaciones. Debido a la riqueza de caracteres morfológicos, cuando no se dispone del conocimiento taxonómico, se prestan para una identificación preliminar hasta morfoespecies (ampliamente utilizada en conservación y planes de manejo). Esta aproximación es fácilmente transferible a estudiantes y asistentes de campo, en particular con los taxa con morfología distintiva (Kremen *et al.* 1993). Finalmente, la colección de artrópodos reviste menos consideraciones morales y ecológicas -en comparación con vertebrados- debido a sus mayores abundancias y densidades, lo que ha favorecido un cuantioso número de colecciones privadas y públicas.

En la literatura están ampliamente discutidas las ventajas de utilizar artrópodos terrestres como bioindicadores de cambio ambientales, en relación al uso de vertebrados y especies vegetales (Kremen *et al.* 1993, Landres *et al.* 1988, Pearson 1994). En muchos casos, la selección de vertebrados como indicadores ha estado relacionada al interés público (especies raras o amenazadas), sin considerar la idoneidad de la o las especies para tal fin. Entre los argumentos que recaen en contra del uso de los vertebrados como indicadores están sus largos ciclos de vida, baja tasa de generación y crecimiento poblacional y, de manera comparativa, su baja especificidad de hábitat y densidad poblacional (Murphy *et al.* 1990). Algunas de estas características pueden ser extrapoladas a las especies vegetales, en particular sin son arbóreas. Cabe señalar que, en ocasiones, las características anteriormente señaladas pueden hacer más costosos y lentos los estudios de monitoreo e inventario de las especies indicadoras (Pearson 1994). No es de extrañar, entonces, que en la última década ha existido la tendencia a utilizar preferencialmente a especies de artrópodos como bioindicadores de cambios ambientales.

### **Nivel jerárquico de análisis**

En líneas generales, el uso de los artrópodos como bioindicadores de cambio ambiental (fragmentación de bosques, impacto de perturbaciones antrópicas, programas de recuperación, manejo ecológico de agroecosistemas, etc.) ha recurrido a tres estrategias metodológicas distintas: la selección de un único grupo ampliamente estudiado, ubicado al más bajo nivel taxonómico (familia o género); la escogencia de dos o tres taxa con nivel jerárquico medio (familias u órdenes), bien sea por el conocimiento que se tienen de los grupos o sus abundancia relativas en el ecosistema; y finalmente, el estudio de manera amplio de la comunidad de artrópodos que conforman un determinado compartimiento del sistema. En su mayoría, los grupos seleccionados son considerados propios del compartimiento suelo (incluyendo la hojarasca acumulada en su superficie), ésto contempla a aquellos organismos que cumplen total o parcialmente su ciclo de vida en este compartimiento.

### **Selección de un taxón único**

El uso de los organismos correspondientes a una única familia como bioindicadores ha tenido un gran éxito en diversos escenarios. Hormigas, coleópteros, mariposas, han sido utilizados en diversas regiones del trópico tanto como indicadores de biodiversidad como de cambio ambiental. Por ejemplo, Osborn *et al.* (1999) comparan la idoneidad de las familias Formicidae (hormigas) y Nymphalidae (mariposas) como indicadores de biodiversidad en seis bosques de Venezuela encontrando que, si bien la riqueza de mariposas se correlaciona positivamente con la riqueza de especies vegetales, la información aportada por las hormigas (en especial, las de hábitos terrestres) es más robusta, por lo que sugieren su uso como bioindicadores en sistemas forestales. Por el contrario, Nakamura *et al.* (2003) encontraron que las hormigas (a nivel genérico) no resultaron ser buenos indicadores de recuperación ecológica cuando compararon la composición de artrópodos entre pastizales, bosque húmedo y 10 pastizales replantados (abarcando edades de 1 a 12 años) con especies del bosque. Los autores reportan que la composición de las hormigas no permitió diferenciar, siquiera, a los pastizales del bosque húmedo.

Las hormigas también han sido utilizadas como bioindicadores en programas de restauración de minas - a cielo abierto- abandonadas, y para evaluar el efecto de perturbaciones como fuego, pastoreo y tala maderera (Andersen 1991, 1993, Majer *et al.* 1984). Estas experiencias indican que la diversidad de estrategias de alimentación, comportamiento y distribución que presentan las hormigas permiten agrupar a las especies en grupos funcionales (dominantes, oportunistas, crípticas, especialistas, de climas calientes, de climas frescos, etc.) y estos grupos pueden ser utilizados como elementos diagnósticos para caracterizar ambientes con diferentes niveles de perturbación (King *et al.* 1998).

Las experiencias referidas anteriormente (Andersen 1991, 1993, Majer *et al.* 1984, King *et al.* 1998, Osborn *et al.* 1999), empleando hormigas como bioindicadores, han mostrado ser de mucha utilidad y se ajustan, en gran medida, a los atributos que debe tener un taxón indicador según Pearson (1994). Estos atributos o criterios, de manera resumida, señalan que un bioindicador debe ser un grupo con una

taxonomía, biología, distribución y técnica de muestreo, bien conocidos y estudiados, además de ser sencillamente identificables y clasificables. En los ejemplos de las hormigas descritos anteriormente, los conductores de los experimentos son expertos en la biología y taxonomía de formícidos, por lo que queda por considerar si esta aproximación metodológica es fácilmente transferible a estudiantes y asistentes de campo, como -según Pearson (1994)- debe ocurrir.

Otro ejemplo del uso de un único taxón como bioindicador son los escarabajos tigres (Coleoptera: Cicindelida). Con el objeto de comparar la idoneidad de esta familia como indicadores de degradación de bosques tropicales, Rodríguez *et al.* (1998) estudiaron la composición de escarabajos tigres de 12 hábitats representativos de la cobertura vegetal de Venezuela. De estas asociaciones vegetales, se escogieron dos localidades con ambientes perturbados (Serranía de Imataca, estado Bolívar y Parque Nacional Guatopo, estados Miranda y Guárico) para evaluar el potencial de los cicindélidos como bioindicadores. Los resultados indican que los escarabajos tigres están presentes en la mayoría de los ambientes seleccionados, con alta especificidad de hábitat a nivel de especies. Además, los autores reportan que la composición de la comunidad de coleópteros cambia significativamente con el nivel de perturbación del ecosistema, por lo que proponen a los escarabajos tigres como bioindicadores de degradación y recuperación de bosques tropicales.

### **Combinación de taxa**

Didham (1997) plantea que la selección de un solo taxón en estudios relacionados con procesos ecológicos, en su caso fragmentación de bosques, presenta el riesgo de tener poca relevancia con la dinámica y composición de toda la comunidad de invertebrados, sin embargo, aprecia que esta aproximación pueda ser útil para preguntas más específicas. Por tanto, sugiere utilizar un nivel más elevado de análisis, incluyendo en su investigación a los dos grupos con mayores abundancias en su área de estudio (i.e. fragmentos de bosque en la cuenca amazónica).

Son pocos los trabajos existentes en la literatura que seleccionan este nivel intermedio de análisis para la fauna del suelo como bioindicadores de cambio ambientales. Didham (1997) selecciona a los coleópteros y hormigas (orden y familia, respectivamente), no sólo porque constituyen cerca del 80% (en términos de su abundancia) de la comunidad de artrópodos del suelo, sino porque están asociados a una multiplicidad de roles ecológicos del sistema. Los organismos fueron clasificados hasta "unidades taxonómicas reconocibles", también denominadas morfoespecies. Los resultados obtenidos señalan que ambos grupos son altamente sensibles a la fragmentación del bosque y en específico al efecto de borde. Es interesante señalar que la abundancia de coleópteros y hormigas refleja una dinámica compleja del borde, que puede ser descrita como un "doble borde", uno que limita con la sabana y otro con el interior del bosque; en ambos extremos las abundancias de hormigas y coleópteros fueron mayores que en el interior del ecotono, o del fragmento mismo. Otro resultado notable, utilizando este nivel de análisis, fue encontrar que parches o fragmentos tan grandes como 100 ha (1 km<sup>2</sup>) aparentemente no contienen la misma composición de artrópodos del suelo que el bosque prístino referencial. Estos resultados sugieren que el uso de combinaciones de taxa también resulta útil para diagnosticar cambios ambientales, teniendo la ventaja de reducir la necesidad de ser un especialista en la taxonomía de los grupos seleccionados, además que éstos estén estudiados en detalle, tanto su biología como distribución geográfica; condición esta última, a veces difícil de lograr en ecosistemas remotos o altamente diversos (Kremen *et al.* 1993).

### **Comunidad de artrópodos (ensamble de especies)**

Una opción frecuentemente utilizada para estudiar cambios en el sistema, naturales o producidos por el hombre, es considerar la totalidad de la comunidad de artrópodos del suelo. Este método ha sido ampliamente empleado por ecólogos o estudiantes no especialistas en grupos taxonómicos específicos, pues ofrece la ventaja de trabajar con bioindicadores (aún es una porción mínima de todo el ecosistema) sólo requiriendo un conocimiento general de entomología. En ocasiones se introduce la distinción de sólo analizar a la macrofauna (cuerpos con más de 2 mm de ancho) o, incluir a la mesofauna (cuerpos entre 0,2 y 2 mm de ancho).

Jansen (1997) encontró que evaluando la composición de invertebrados de la hojarasca en sistemas bajo planes de recuperación, reforestados con especies del bosque primario, podía discriminar entre parcelas plantadas en años sucesivos (1988, 1889, 1990), siendo la más antigua (6 años), la más similar en composición de macrofauna al bosque utilizado como referencia. La autora señala que grupos como los depredadores pueden ser fundamentales como indicadores de madurez del sistema, pues, éstos se establecen una vez que los organismos herbívoros y detritívoros (presas) están presentes.

De igual forma, Nakamura *et al.* (2003) reportan que utilizando a los grupos dominantes de un sistema en recuperación entre pastizales y bosque húmedo, con 10 estadios sucesionales ente ambos extremos, logra ordenar a cada localidad según la secuencia de recuperación de la cobertura vegetal. Ya se mencionó que, cuando los autores intentan determinar si las hormigas por separado logran esta capacidad de discriminar entre ambientes, el resultado fue negativo. Cabe señalar que, ambos trabajos concluyen que las características de los árboles seleccionados para recuperar las áreas intervenidas pueden jugar un papel importante en la composición y dinámica de las comunidades de fauna que se establezcan.

En el presente trabajo, se analizará en más detalle un estudio realizado por Herrera (1998) con el objeto de evaluar la utilidad de los artrópodos del suelo como bioindicadores de cambios en la cobertura vegetal por actividades antrópicas, en un mosaico sucesional de la Cordillera de la Costa, Venezuela.

## **CASO DE ESTUDIO:**

### ***Un mosaico sucesional asociado a un bosque húmedo tropical***

La necesidad de comprender los procesos que determinan la regeneración de los ecosistemas tropicales y la importancia de su biodiversidad en esta dinámica, fue la motivación inicial del estudio de un mosaico de vegetación de la Cordillera de la Costa (estado Miranda), establecido por el efecto de un conjunto de perturbaciones antrópicas, tanto agudas como recurrentes sobre un bosque montano tropical, del cual sólo quedan algunos relictos locales.

El trabajo se realizó en los Altos de Pipe, dentro de la sede del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). El área de muestreo se encuentra ubicada a 7 km en dirección SO de la ciudad de Caracas (10°24'11"N, 66°58'40"W).

El origen del mosaico -como se le conoce actualmente- data de la década de los 50's, cuando la creación del IVIC tuvo como consecuencia la suspensión de las actividades agrícolas, pastoreo y extracción de madera para la obtención de carbón vegetal; por lo tanto, las zonas intervenidas comenzaron un proceso de recuperación natural que al cabo de cinco décadas se manifiesta como un mosaico de diferentes tipos de vegetación. Las características actuales de estas comunidades están determinadas principalmente por sus condiciones al iniciarse su protección, y por las perturbaciones ocurridas durante estas cinco décadas.

El bosque maduro (BM) se encuentra a una altitud promedio de 1.675 m s.n.m., ocupando una superficie cercana a las 54 ha y representa un relikto del bosque nublado, con escasa o nula intervención humana. De manera dispersa se encuentran parches de bosques secundarios (BS), generados principalmente por la tala para la obtención de madera, por lo que los rebrotes múltiples son frecuentes. En la cota de los 1.425 m s.n.m. se encuentra el herbazal secundario o sabana (SA), dominado por gramíneas establecidas por la acción de quemadas recurrentes desde hace más de 60 años. En los lugares más resguardados, principalmente por la presencia de quebradas intermitentes y carreteras, se encuentran arbustales (AR) que representan áreas recuperadas naturalmente a partir de sabanas, siendo la última quema en la parcela seleccionada en 1975. En el cuadro 1 se muestran algunas características de estas comunidades.

**Cuadro 1.** Características de las comunidades del mosaico sucesional de Altos de Pipe, Cordillera de la Costa, Venezuela. Fuente: Marulanda (1997).

LOCALIDAD	ALTITUD (m s.n.m.)	Especies dominantes	VEGETACION						
			Area Basal (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	Altura (m)	Riqueza (spp.0.1ha <sup>-1</sup> )	Densidad (ind.0.1ha <sup>-1</sup> )	Estratos	Dosel	Hojarasca
<b>Bosque Ma- duro</b> BM	1 675	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> , <i>Protium towarensense</i> , <i>Aspidosperma fendleri</i>	38,3	15	37	621	3	Cerrado	Continua
<b>Bosque Secundario</b> BS	1 675	<i>Myrcia fallax</i> , <i>Erythroxylon amazonicum</i> , <i>Guapira olfersiana</i>	24,9	10	31	1 210	3	Cerrado	Continua
<b>Arbustal</b> AR	1 425	<i>Myrsine coriacea</i> , <i>Clusia multiflora</i> , <i>Oyedaea verbescinoides</i>	4,4	2,2	17	988	2	Abierto	En parches
<b>Sabana</b> SA	1 425	<i>Trachypogon plumosus</i> , <i>Andropogon sp.</i> , <i>Eupatorium amygdalinum</i>	-	0,3	-	-	1	Ausente	Ausente

El muestreo de la fauna del suelo correspondió con los máximos estacionales y las interfaces del año, es decir, comienzo de la estación lluviosa en junio, máximo de lluvias en septiembre, comienzo de la sequía en febrero y máximo de sequía en abril. Para la extracción de la fauna se tomaron cinco núcleos de suelo al azar por parcela, con un barreno modificado del tipo O'Connor ( $A = 78,54 \text{ cm}^2$ ) (Southwood 1992). Este barreno tiene la particularidad de permitir dividir al cilindro de suelo extraído en estratos, en nuestro caso éstos fueron: hojarasca, de 0 a 5 cm, de 5 a 10 cm, y de 10 a 20 cm de profundidad. Para la separación de la fauna se utilizaron dos métodos, el primero permitió extraer manualmente (hand-sorting) a los organismos de mayores dimensiones (lombrices, larvas, pupas, etc.) y de mayor movilidad (miriápodos, arañas, hormigas, etc.) siempre que sean fácilmente visibles; luego se utilizaron embudos de Berlese con el objeto de completar la extracción de la fauna, capturándose a los organismos en trampas de alcohol. Este método favorece la extracción de los organismos más pequeños, con menor movimiento (Phillipson 1971, Southwood 1992), y actúa por un período más largo, una semana en este caso. La fauna fue identificada con el uso de claves (Imms 1973, Smith y Silva 1983, CSIRO 1991) hasta órdenes para los insectos y taxa superiores para los restantes artrópodos, anélidos y moluscos, y finalmente separada en morfotipos. Además de la fauna, se colectaron muestras de suelo para analizar su contenido de humedad, carbono, nitrógeno, fósforo, cationes (calcio, magnesio y potasio) y medir el pH. La composición de la fauna mostró claras variaciones a lo largo del año (Cuadro 2), lo que tiene importantes implicaciones en la selección de la estación cuando se desea hacer un único muestreo para caracterizar a una comunidad. Esto se debe principalmente, a la sensibilidad de los artrópodos a las condiciones de humedad y temperatura, además de las interacciones biológicas. En el mismo cuadro se observa como al comienzo de las lluvias se encuentran abundancias muy bajas en los dos bosques, mientras que las hormigas contribuyen notablemente con el total de organismos para el arbustal y la sabana. Excluyendo a los ácaros (mesofauna) las hormigas resultaron ser el grupo más dominante, por lo que estas comunidades podrían representar un ejemplo interesante para probar la eficacia como bioindicadores de los grupos funcionales utilizados por King *et al.* (1998), para ecosistemas australianos. Durante el máximo de lluvias y el comienzo de la sequía se registró un aumento notable en la densidad de organismos. Grupos como los colémbolos, isópodos, diplópodos (milpies) y diplura que presentan limitadas capacidad de desplazamiento (no son alados), además de ser esencialmente detritívoros, fueron encontrados asociados a comunidades con cobertura de hojarasca, tanto en ambos bosques

Cuadro 2. Densidad de la fauna del suelo en las localidades del mosaico a lo largo del año (BM, bosque maduro; BS, bosque secundario; AR, arbustal; SA, sabana). El área total de muestreo por localidad fue de 392 cm<sup>2</sup> y ésta fue estandarizada a 1 m<sup>2</sup>.

	Comienzo de lluvias				Máximo de lluvias				Comienzo de sequía				Máximo de sequía			
	BM	BS	AR	SA	BM	BS	AR	SA	BM	BS	AR	SA	BM	BS	AR	SA
ANNELIDA	0	51	153	76	153	25	178	255	76	25	178	433	51	25	76	229
CRUSTACEA	229	76	0	0	306	204	76	0	178	306	76	0	637	204	0	0
ARACHNIDA	0	0	0	0	51	25	76	0	25	76	0	0	51	51	25	0
Pseudoescorpionida	76	0	25	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0
Schizomida	127	0	0	0	0	0	0	0	102	51	153	76	51	102	51	0
Aranae	25	0	51	25	1681	1350	433	51	2496	2928	1579	0	4176	5551	764	0
Acari	280	76	0	0	509	229	127	0	357	1019	433	0	407	1273	51	0
MYRIAPODA	0	102	0	0	153	204	51	102	153	255	51	0	51	255	25	0
Chilopoda	0	0	51	0	51	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0
Gastropoda	25	0	0	0	51	76	51	0	51	255	51	0	76	204	102	0
Collembola	76	25	25	0	25	204	178	102	178	458	127	0	153	178	76	25
Diplura	0	0	0	0	25	25	0	0	0	102	0	0	0	0	0	0
Dermaptera	0	25	0	0	0	25	0	25	0	51	0	0	0	0	0	0
Blattaria	0	0	0	0	0	51	178	0	0	51	0	0	0	0	0	0
Homoptera	0	0	0	0	0	51	0	0	0	51	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	0	0	178	0	0	76	637	76	484	153	51	178	407	255	280	0
Coleoptera	102	51	25	0	229	586	102	51	688	917	255	76	688	1324	255	0
Diptera	25	0	0	0	127	25	102	153	306	153	76	178	76	178	0	0
Lepidoptera	25	0	0	0	0	51	25	0	25	51	0	0	0	127	0	0
Hymenoptera (excepto Formicidae)	0	0	0	0	51	0	25	0	25	51	0	0	0	0	0	0
Formicidae	331	25	2852	8123	1681	2928	2674	2648	5246	1757	1299	2266	1146	866	560	51
TOTALES	1324	433	3361	8225	5118	6086	4915	3463	10517	8734	4329	3209	8098	10721	2266	306

como en el arbustal. Depredadores que dependen de estos organismos detritívoros como son las arañas, pseudoescorpiones y quilópodos (cienpiés) también fueron abundantes en estas localidades. Una interpretación de los resultados mostrados en el cuadro 3 podría ser que las perturbaciones que han determinado las características de las comunidades vegetales del mosaico tuvieron un mayor impacto en la composición de la cobertura vegetal que en la composición de artrópodos del suelo. También se podría considerar que el compartimiento suelo, como un todo, presenta un proceso de recuperación más acelerado que la sucesión ecológica de la cobertura vegetal. Diversos autores han planteado que la simple presencia de una cobertura arbórea en lo que otrora fuese un pastizal o sabana tiene un marcado impacto en la formación de suelo, no sólo por la incorporación de materia orgánica proveniente de raíces y hojarasca, sino por el cambio microclimático, atenuación de la erosión y estructuración de la fase mineral del suelo (Rhoades *et al.* 1998, Jansen 1997, Barros *et al.* 2002). Particularmente los artrópodos asociados al arbustal confirman la segunda hipótesis, pues esta localidad hace un par de décadas presentaba una fisonomía similar a la sabana contigua. La presencia de árboles (principalmente de los géneros *Clusia*, *Vismia* y *Myrsine*) en el arbustal ha promovido la formación de un estrato arbóreo que pareciera determinar la existencia de una comunidad de artrópodos más diversa, que, dependiendo de la época del año, puede ser bastante similar a la de los bosques maduro y secundario, altamente diversos en el estrato arbóreo.

**Cuadro 3.** Semimatriz doble mostrando la similitud entre las comunidades de fauna del suelo (negrita) y la cobertura de leñosas (DAP >1cm) de las parcelas (normal). El índice utilizado es Jaccard.

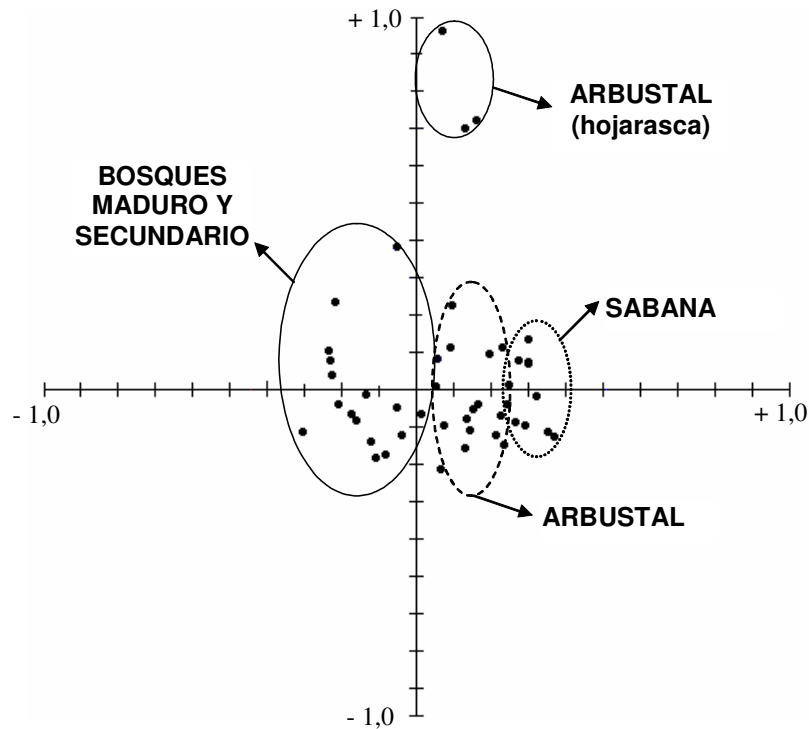
Localidades	BM	BS	AR	SA
BM	-	<b>0,63</b>	<b>0,48</b>	<b>0,29</b>
BS	0,51	-	<b>0,47</b>	<b>0,27</b>
AR	0,04	0,14	--	<b>0,35</b>
SA	n.a.	n.a.	n.a.	-

BM, bosque maduro; BS, bosque secundario; AR, arbustal; SA, sabana; n.a., no aplica por ausencia de leñosas en la sabana.

Con el objeto de correlacionar la distribución de las especies con las variaciones en la disponibilidad de recursos se realizó un análisis de correspondencia canónica (Palmer 1993, Howard y Robinson 1995, Jongman *et al.* 1995). Este análisis se basa en la caracterización de las localidades según su composición específica de artrópodos por un proceso iterativo de optimización de relaciones. Este nuevo arreglo de las localidades es relacionado con las variables edáficas seleccionadas por medio de una regresión múltiple (Palmer 1993). El análisis de correspondencia canónica es considerado el análisis multivariado más adecuado para el estudio de gradientes comunitarios y su relación con variables ambientales (Jongman *et al.* 1995).

La escasa dispersión de los puntos dados a las localidades-especies (Figura 1) puede estar relacionada con el relativamente alto número de especies compartidas entre muestreos y localidades, que se traduce en un bajo número de especies “endémicas o específicas”, que favorecerían la caracterización de los ecosistemas. Sin embargo, pueden apreciarse en *sensu lato* la existencia de cuatro nubes: la primera de ellas presenta la mayor heterogeneidad espacial y la conforman las hojarasca y los estratos del suelo más superficiales (0-10 cm) de los bosques; la segunda, con menor heterogeneidad, agrupa a los estratos profundos del bosque secundario (10-20 cm) y algunos del bosque maduro junto a los del arbustal; y la tercera, asociada a los valores nutricionales más bajos y la menor heterogeneidad, comprende principalmente a los organismos de la sabana. La cuarta nube sólo agrupa a la fauna asociada a la hojarasca del arbustal, que probablemente por su composición de especies (con la dominancia de *Clusia*) representó un ambiente altamente distintivo.





**Figura 1.** Diagrama de ordenación (Análisis de Correspondencia Canónica) de las localidades del mosaico de vegetación, a lo largo del año, basado en la interacción entre la composición de los artrópodos del suelo y las variables edáficas estudiadas.

El uso de toda la comunidad de artrópodos del suelo (macro y mesofauna) para establecer diferencias entre las distintas comunidades del mosaico resultó muy alentador, más aún, si se considera que pueda estar reflejando tasas diferenciales en los procesos sucesionales entre la vegetación y el compartimiento suelo. Esto es, bioindicadores asociados al suelo podrían ser mejores elementos diagnósticos de cambios en la superficie que indicadores asociados a la vegetación (e.g. mariposas). Sin embargo, esta aproximación llamada también *ensamble de especies*, no resultó de utilidad para discriminar entre el bosque secundario (afectado por tala selectiva hace aproximadamente medio siglo) y el bosque maduro. Entre los organismos seleccionados no se encontraron endemismos locales marcados o *especies diagnóstico*, por lo que el uso de algún elemento como los escarabajos tigres pudiese ser de utilidad para este nivel de resolución entre comunidades con cobertura vegetal similares.

## DISCUSIÓN

La restauración ecológica, a pesar de ser una disciplina emergente, en pocos años ha ocupado un lugar importante entre la comunidad científica y entidades gubernamentales, empresas privadas y comunidades organizadas. Este auge de la restauración ecológica ha estado motivado por la necesidad de recuperar áreas degradadas, principalmente por actividades humanas. En muchos ejemplos de ecosistemas en recuperación asistida por el hombre existe la preocupación de la dirección que tomará el sistema una vez que se ha intervenido, bien sea eliminando la perturbación o actuando en la recuperación de alguno o algunos de sus compartimientos (Suding *et al.* 2004). La determinación de bioindicadores, como unidad mínima que refleja la complejidad del ecosistema, tiene diversos elementos de interés: a) permite establecer seguimientos a los programas de restauración (suele ser

inclusive una exigencia del promotor); b) permite entender en cierta medida la dinámica funcional (e.g. ciclaje de nutrimentos) alcanzada por el sistema; c) el uso de indicadores similares favorece la comparación entre experiencias de restauración, y por supuesto establecer comparaciones con el sistema de referencia que se desea alcanzar.

En el presente trabajo no se pretende sugerir una única aproximación al problema de la selección de bioindicadores, el objetivo es básicamente revisar la idoneidad y aplicabilidad de los artrópodos del suelo como grupo diagnóstico, además de evaluar los escenarios en que pudiesen ser más apropiados.

Las características iniciales de las áreas degradadas determinan, en gran medida, el criterio a utilizar para seleccionar los indicadores a utilizar. Por ejemplo, minas recientemente abandonadas o *préstamos* a lo largo de carreteras en construcción suelen dejar expuestas superficies que no sólo han perdido el suelo y su contenido de materia orgánica, sino que están sometidas a procesos de meteorización. Pues, los indicadores a utilizar en primera instancia deben reflejar esos cambios aparentemente imperceptibles en el suelo en formación, pudiendo ser la biomasa microbiana, actividad enzimática o directamente la presencia de materia orgánica. Las experiencias encontradas en la literatura, que utilizan artrópodos –a cualquier nivel jerárquico– como indicadores, tienen en común que el sistema inicial es un sistema con al menos una cobertura vegetal inicial de gramíneas, bien sean pastos o sabanas. El nivel descrito como ensambles, o comunitario, pareciera ofrecer excelentes resultados entre estos sistemas iniciales y la presencia de un dosel cerrado como producto de la recuperación de la cobertura vegetal (Jansen 1997, Nakamura *et al.* 2003, Herrera 1998), igualmente pareciera ser el caso para el nivel de combinación de taxa (Didham 1997). Kremen *et al.* (1993) sugieren que cuando el objetivo es diagnosticar las condiciones de funcionamiento del ecosistema es preferible utilizar a los ensambles, pues, éstos representan organismos involucrados en múltiples roles dentro del ecosistema.

Los resultados reportados por Rodríguez *et al.* (1998), utilizando escarabajos tigres para discriminar bosques tropicales y detectar perturbaciones, son alentadores, pues parecieran tener la *resolución* para separar ecosistemas que utilizando el ensamble de artrópodos no lograron ser diferenciados, bosques maduros y bosques con perturbaciones menores (Herrera 1998, Jansen 1997). Esto sugiere que los bioindicadores deben ser considerados como un conjunto de herramientas que difieren en su aplicabilidad según el escenario, pero que, con la identificación apropiada de las necesidades y características del sistema, pueden utilizarse aislados o de manera complementaria, principalmente cuando el proceso de restauración abarca una escala temporal amplia, es decir, diversos estados serales del sistema.

#### LITERATURA CITADA

- Andersen, A.N.** 1991. Responses of ground-foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica*. Vol. 23: 575-585.
- Andersen, A.N.** 1993. Ants as indicators of restoration success at a uranium mine in tropical Australia. *Restoration Ecology*. Vol. 1: 156-167.
- Barros, E., B. Pashanasi, R. Constantino y P. Lavelle.** 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils*. Vol. 35: 338-347.
- CSIRO.** 1991. The insects of Australia: a textbook for students and research workers. Vol. I y Vol. II. Segunda edición. Melbourne University Press. Australia. 1137 p.
- Didham, R.** 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. (Eds. Laurance et al.) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. EEUU. 616 p.
- Herrera, F.F.** 1998. Dinámica espacial y temporal de la fauna del suelo en un mosaico de vegetación de la Cordillera de la Costa, Venezuela. Tesis de Maestría. Caracas, Venezuela. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. 120 p.

- Howard, P.J.A. y C.H. Robinson.** 1995. The use of correspondence analysis in studies of successions of soil organisms. *Pedobiologia*. 39: 518-527.
- Imms, A.D.** 1973. A general textbook of entomology. Novena edición. Chapman y Hall. Londres, R.U. 886 p.
- Jansen, A.** 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology*. Vol. 5(2): 115-124.
- Jongman, R.G.H., C.J.F. Ter Braak y O.F.R. van Tongeren.** 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge Univ. Press. 299 pp.
- King, J.R., A.N. Andersen y A.D. Cutter.** 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation*. Vol. 7: 1627-1638.
- Kremen, C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss y M.A. Sanjayan.** 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology*. Vol. 7(4): 796-808.
- Landres, P.B., J. Verner y J.W. Thomas.** 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*. Vol. 2(4): 316-328.
- Laurance, W.J. y R.O. Bierregaard, Jr.** 1997. Preface: a crisis in the making. Laurance et al. (Eds) *Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. EEUU. 616 p.
- Levings, S.C. y D.M. Windsor.** 1996. Seasonal and annual variation in litter arthropod populations. Leigh et al. (Eds) *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long term changes*. Segunda edición. Smithsonian Tropical Research Institute. Washington, USA.
- Lindenmayer, D.B., C.R. Margules y D.B. Botkin.** 1999. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*. Vol. 14(4): 941-950.
- Longcore, T.R.** 1999. Terrestrial arthropods as indicators of restoration success in coastal sage scrub. Tesis de Doctorado. Los Angeles, EEUU. Universidad de California. 165 p.
- Majer, J.D., J.E. Day, E.D. Kabay y W.S. Perriman.** 1984. Recolonization by ants in bauxite mines rehabilitated by a number of different methods. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 21: 355-375.
- Marulanda, L.O.** 1997. Efecto de los cambios florísticos y estructurales en la dinámica de las raíces finas y el flujo de CO<sub>2</sub> del suelo de un mosaico sucesional de la Cordillera de la Costa, Altos de Pipe, Venezuela. Tesis de Doctorado. Caracas, Venezuela. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. 210 p.
- Murphy, D.D., K.E. Freas y S.B. Weiss.** 1990. An environmental-metapopulation approach to population viability analysis for a threatened invertebrate. *Conservation Biology*. Vol. 4: 41-51.
- Nakamura, A., H. Proctor y C.P. Catterall.** 2003. Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management y Restoration*. Vol. 4(1): S20.
- Noss, R.F.** 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*. Vol. 4: 355-364.
- Osborn, F., W. Goitia, M. Cabrera y K. Jaffé.** 1999. Ants, plants, and butterflies as diversity indicators: comparisons between strata in six Neotropical forest sites. *Studies of Neotropical Fauna y Environment*. Vol. 34: 59-64.
- Palmer, M.W.** 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*. 74: 2215-2230.
- Pearson, D.L.** 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. London B*. Vol. 345: 75-79.
- Phillipson, J.** 1971. Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. IBP handbook N°18. Blackwell Scientific Pub. Londres, R.U. 297 p.
- Rhoades, C.C., G.E. Eckert y D.C. Coleman.** 1998. Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: implications for tropical montane forest restoration. *Restoration Ecology*. Vol. 6(3): 262-270.

- Rodríguez, J.P., D.L. Pearson y R. Barrera.** 1998. A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forest in Venezuela? *Biological Conservation*. Vol. 83(1): 69-76.
- Smith, R.F. y G. Silva.** 1983. *Clave para artrópodos terrestres del Neotrópico*. Fotomecánica. Venezuela. 334 p.
- Southwood, T.R.E.** 1992. *Ecological methods: with particular reference to the study of insect populations*. Segunda edición Chapman y Hall. 524 p.
- Suding, K.N., K.L. Gross y G.R. Houseman.** 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 19(1): 46-53.