

Rareza y Diversidad de Hormigas en Fragmentos de Bosque Seco Colombianos y sus Matrices¹

Inge Armbrrecht²

Departamento de Biología, Universidad del Valle, Ciudad Universitaria Meléndez, Calle 13 No. 100-00, Apartado Aéreo 25360. Cali, Colombia.

Patricia Ulloa-Chacón³

Departamento de Biología, Universidad del Valle. Apartado Aéreo 25360. Cali, Colombia.

RESUMEN

Los bosques secos del valle medio del Río Cauca (suroeste de Colombia) han sido casi eliminados de la región y los últimos remanentes corren peligro de desaparecer. Este estudio registra el valor biológico de siete fragmentos de bosque comparando la diversidad y rareza de hormigas dentro de ellos con la de las matrices (alrededores antropogénicos del bosque). Entre agosto de 1994 y febrero de 1995 se hicieron dos muestreos intensivos de hormigas en cada fragmento boscoso y su matriz. El esfuerzo de muestreo fue similar en cada uno de los siete sitios. Todos los fragmentos boscosos fueron más ricos y más diversos que sus matrices respectivas. Los bosques preservan un número mayor de especies raras de hormigas que las matrices. A medida que el bosque se hace más rico en hormigas, mayor es el número de especies de hormigas exclusivas que preserva. Estos bosques deben ser preservados para mantener la biodiversidad regional.

ABSTRACT

Dry forests in middle Cauca River valley (southwest Colombia) almost have been eliminated from the region and the last remnants are seriously threatened. This study shows the biological value of seven forest fragments, comparing their ant diversity with that of their surrounding matrices. Two intensive ant surveys were made in each forest fragment and its matrix between August 1994 and February 1995. Sampling effort was the same in each of the seven sites. We found that: (1) forest fragments are richer and more diverse than their respective matrices; (2) forests preserve a larger number of rare ant species than the matrices; and (3) the richer the forest, the larger the number of exclusive ant species it preserves. Therefore, these forests must be preserved to maintain regional biodiversity.

Palabras claves: biodiversidad; bosque seco tropical; Colombia; fragmentación; hormigas; matriz; rareza.

Keywords: ants; biodiversity; fragmentation; matrix habitat; rarity; tropical dry forest.

UNO DE LOS GRANDES PROBLEMAS DE LA BIOLOGÍA CONTEMPORÁNEA es la disminución de la biodiversidad, debido al retroceso de hábitats naturales por presión antropogénica (Academia Sueca de las Ciencias 1992). Comprender el problema de la fragmentación de hábitats continuos ha sido uno de los grandes retos de la biología de la conservación (Cutler 1991). Lord y Norton (1990) definen la fragmentación como la "interrupción de la continuidad" en cualquier escala, siempre y cuando la continuidad sea importante para el funcionamiento de los ecosistemas. En tierra, la fragmentación se puede observar generalmente en áreas de vegetación nativa remanente, rodeadas de campos agrícolas o

utilizadas por los seres humanos. Se ha demostrado que la fragmentación de hábitats previamente continuos ocasiona profundas consecuencias en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas alterados, con declinación tanto en el número de especies en los fragmentos remanentes (Terborgh 1992, Murcia 1995) como en la diversidad (Pierce 1985). La fragmentación también conlleva cambios en las relaciones de la comunidad (Saunders *et al.* 1991) y puede causar la pérdida de especies claves (Wilson 1992), con serias implicaciones para la conservación de la diversidad biológica (Lovejoy *et al.* 1986). Los cambios en una comunidad después de la fragmentación pueden ser detectados cuantitativamente a través de los índices de diversidad; aunque Noss (1990), sostiene que los cambios cualitativos de la comunidad indican mejor el trastorno ecológico después de la fragmentación. En estos cambios cualitativos también es importante tener

¹ Received 17 April 1997; revision accepted 18 May 1998.

² E-mail: inge@biologia.univalle.edu.co

³ E-mail: pachacon@biologia.univalle.edu.co

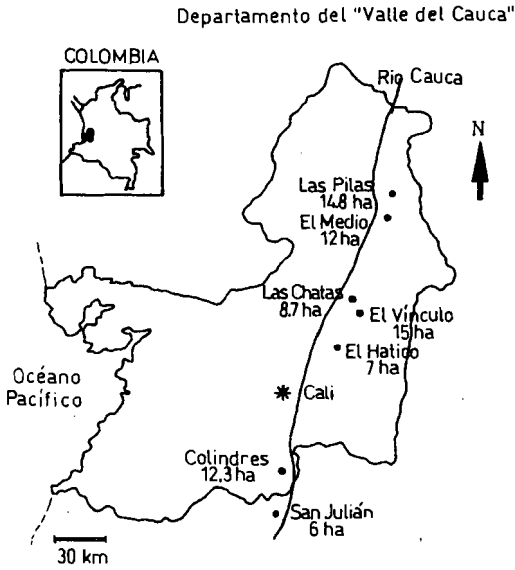


FIGURA 1. Localización y extensión de los fragmentos de bosque seco estudiados en el valle del Río Cauca. Cali es la capital del Departamento del Valle del Cauca. Distancia entre bosques (de sur a norte): San Julián—38 km—Colindres—66 km—El Hatillo—30 km—El Vínculo—6 km—Las Chatas—68 km—El Medio—18 km—Las Pilas.

en cuenta las especies raras, que son aquellas que se encuentran en números lo suficientemente bajos como para representar un problema de conservación (Halffter & Ezcurra 1992, Kershaw *et al.* 1995).

Los insectos han demostrado ser un grupo ideal para monitoreo de comunidades (Brown 1989, Pearson & Cassola 1992, Pearson 1993) con fines de planificación para su manejo conservacionista (Rosenberg *et al.* 1986, Kremen *et al.* 1993, Kremen 1994), así como para recolectar información, ya que son fáciles de muestrear debido a su abundancia y ubicuidad. Las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) han recibido especial atención por parte de investigadores (Hölldobler & Wilson 1990) por sus cualidades como indicadores de biodiversidad (Roth *et al.* 1994), de perturbación (Olson 1991, Burbidge *et al.* 1992, Majer 1992) y de rehabilitación (sucesión) de ecosistemas (Majer 1983, 1985; Mackay *et al.* 1989).

Colombia, que ha sido considerado como uno de los países de megadiversidad (Brown 1989) y endemismos (Terborgh & Winter 1983), ha sufrido un retroceso acelerado y fragmentación de sus hábitats (Van Velzen 1991). Una de las zonas naturales de Colombia que ha sufrido especial deterioro es el bosque seco tropical (bs-T), situado en

la planicie aluvial del valle del Río Cauca, cuya parte alta tiene una extensión de 421,000 ha. La importancia biológica del bosque seco tropical es destacada por Janzen (1988a, b), quien sostiene que éste es el más amenazado de los grandes hábitats de bosque tropical de tierras bajas. El valle del Río Cauca estuvo una vez cubierto por extensos bosques de dosel cerrado (Alvarez-López & Kattán 1995), que retrocedieron a un ritmo acelerado para dar paso a la agricultura y ganadería intensivas. En sólo 30 años, entre 1957 y 1986, el área boscosa de la superficie del valle se redujo en un 66 por ciento (Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca; CVC 1990). Hoy sólo quedan fragmentos minúsculos de bosque secundario esparcidos a lo largo del valle, que están en peligro inminente de desaparecer debido a que los propietarios los han talado para convertirlos en cultivos y potreros por la alta fertilidad y el alto costo de la tierra. Este artículo examina la importancia y contribución de estos relictos boscosos en especies y biodiversidad de hormigas con respecto a la matriz antropogénica que domina el paisaje del valle del Río Cauca.

MÉTODOS

El Río Cauca corre en dirección norte entre las cordilleras Occidental y Central de Colombia. La zona de estudio se ubica en su porción central (entre 30°1'N, 76°30'W y 50°5'N, 76°04'W), en donde el río forma un valle aluvial de 220 km de largo y 10–20 km de ancho, entre 900–1100 m de elevación, correspondiente a la zona de vida bosque seco tropical (bs-T; CVC 1990). El registro meteorológico señala que existen dos temporadas lluviosas (abril-mayo y octubre-noviembre) que representan el 70 por ciento de la precipitación anual y dos temporadas secas (enero-febrero y julio-agosto).

En el presente estudio se escogieron siete fragmentos de bosque secundario, comparables entre sí, teniendo como criterio su posición geográfica y zona de vida (Fig. 1). Los bosques son similares en cuanto a la cobertura del dosel (que fluctúa entre 89 y 96%) y en la heterogeneidad vertical de la vegetación (I. Armbrrecht, pers. obs.). La vegetación arbórea alcanza un dosel de hasta 30 m, con especies comunes como caracolí (*Anacardium excelsum*), burilico (*Xylopia ligustrifolia*), manteco (*Lactia americana*), higuerón (*Ficus* spp.), yarumo (*Cecropia* sp.), ceiba (*Ceiba pentandra*) y guadua (*Guadua angustifolia*), entre otras (CVC 1990). Samways (1994) define la matriz como el elemento más extenso y continuo (dominante) del paisaje,

que a menudo rodea un parche de naturaleza diferente. En el presente trabajo los fragmentos boscosos constituyen "islas" y las matrices corresponden a los potreros (alrededor de los bosques de Colindres, El Hatico, El Vínculo, Las Chatas, y Las Pilas) y cultivos de caña de azúcar (San Julián y El Medio).

El estudio comprendió un total de 14 muestras intensivas de hormigas, dos en cada uno de los bosques descritos (agosto-septiembre de 1994 y enero-febrero de 1995). En cada bosque se trazaron cuatro transectos de 100 m cada uno, dos hacia el interior del bosque, comenzando a los 20 m desde el borde, y dos hacia el exterior y enfrente de los primeros, pero comenzando a 20 m del borde hacia afuera, es decir, en la matriz antrópica circundante. Los dos transectos dentro del bosque y los dos transectos dentro de la matriz fueron paralelos y estuvieron separados entre sí por 50–70 m.

En cada transecto se marcaron 10 estaciones equidistantes (10 m) para muestrear hormigas usando cuatro métodos de recolección: (1) en cada estación se colocaron tres cebos con atún como atrayente de acuerdo con Mackay & Vinson (1989). Los cebos se ubicaron en tres estratos: hipógeo (enterrado 10 cm bajo la superficie del suelo), epígeo (sobre el suelo) y arbóreo (adherido a un árbol a 1.7 m de altura); (2) en cada estación se instaló una trampa de caída o pitfall (modificada de Jaffé *et al.* 1993) consistente de un vaso plástico de 6 cm de diámetro por 6 cm de profundidad semilleno con alcohol etílico y agua en cantidades equivalentes, enterrado a ras de suelo y camuflado con material vegetal. Tanto los cebos como las trampas de caída se dejaron durante 4 a 5 h luego de las cuales se recolectaron las hormigas; (3) en cada estación, se recogieron cinco litros de hojarasca, que se pasaron por un saco cernidor tipo Winkler (Jaffé *et al.* 1993). El material vegetal cernido se llevó al laboratorio en donde se separaron las hormigas capturadas con ayuda de un embudo de Berlese y escrutinio visual; (4) finalmente, se hizo un muestreo visual durante 2 h en cada transecto, buscando equitativamente en todos los sustratos accesibles como suelo, hojarasca, epífitas, vegetación de sotobosque, troncos en descomposición, ramitas huecas o secas y árboles en pie. Se realizaron tantos eventos de captura cuantas hormigas detectadas en un tiempo de 2 h de búsqueda manual en cada transecto.

En total, se instalaron 6720 h de cebos, 2240 h de trampas de caída, 1400 litros de hojarasca y 112 h/persona de muestreo visual. La colección de referencia fue depositada en el Museo de Ento-

TABLA 1. Riqueza para cada bosque y su matriz vecina.

Sitio	Riqueza			Diversidad H'	
	Total	Bosque	Matriz	Bosque	Matriz
Región sur					
San Julián	38	34	8	1.96	1.70
Colindres	43	37	21	2.57	2.29
Región centro					
El Hatico	81	66	35	3.52	3.07
El vinculo	49	41	21	2.59	1.92
Las Chatas	43	38	14	2.87	1.73
Región Norte					
El Medio	60	53	23	3.29	2.49
Las Pilas	60	50	26	3.27	2.24
Total	137	123	74		

mología, Departamento de Biología, Universidad del Valle, Cali, (MEUV). Se determinó cada uno de los especímenes encontrados hasta el nivel de género, usando las claves de Hölldobler y Wilson (1990) y Lattke (Jaffé *et al.* 1993). Dentro de cada género, los especímenes fueron separados en morfoespecies, algunas de las cuales fueron identificadas con la ayuda de especialistas (ver agradecimientos).

Se calculó el índice de diversidad Shannon (H') para cada bosque y su matriz (Ludwig & Reynolds 1988). La riqueza (No) es el número total de especies y la abundancia es el número total de eventos de captura de una especie. Se compararon medias muestrales mediante la *t* de Student pareada y algunas relaciones entre dos variables mediante el coeficiente de correlación de Pearson (*r*) y regresión simple (Zar 1984). Se usaron curvas de acumulación de especies (Longino & Colwell 1997) e índices de similitud de Jaccard.

RESULTADOS

RIQUEZA E INDICES DE DIVERSIDAD.—Se encontró un total de 137 morfoespecies que se pueden ubicar taxonómicamente en 37 géneros pertenecientes a seis subfamilias de las siete que existen en el Neotrópico (Jaffé *et al.* 1993). El 90 por ciento de las especies encontradas en el estudio fueron capturadas en hábitat boscoso y el 54 por ciento fueron capturadas en las matrices (Tabla 1).

En la Tabla 1 se observa que la riqueza de especies de hormigas fluctúa ampliamente entre los sitios, pues El Hatico (bosque más rico) contiene más del doble de especies que San Julián, a pesar de tener casi la misma extensión. No hay tendencia al aumento de riqueza con el aumento de área boscosa ($r = 0.11$, $N = 7$, NS). En cambio, se en-

TABLA 2. Comparación de la riqueza de especies de hormigas entre bosque y matriz, usando sólo trampas y cebos. N = 80.

Sitio	Especies promedio por estación	Valor de t ó Mann Whitney (U) y P
San Julián		
Bosque	1.48	$t = 3.796; P < 0.001$
Matriz	0.83	
Colindres		
Bosque	2.50	$t = 2.871; P < 0.01$
Matriz	1.68	
El Hatico		
Bosque	3.40	$t = 3.216; P < 0.001$
Matriz	2.43	
El Vínculo		
Bosque	2.43	$t = 2.089; P < 0.05$
Matriz	1.88	
Las Chatas		
Bosque	2.08	$U = 1061; P < 0.001$
Matriz	1.38	
El Medio		
Bosque	2.85	$t = 4.107; P < 0.001$
Matriz	1.73	
Las Pilas		
Bosque	2.80	$U = 1185; P < 0.001$
Matriz	1.73	

contró una relación significativa ($R^2 = 0.705$, $t = 5.35$, $gl = 13$; $P < 0.001$) entre el número de especies capturadas en los bosques y el número de especies en las matrices correspondientes ($y = 0.63x - 6.1$).

La riqueza de los bosques, considerando todos los métodos de captura, fue significativamente mayor que la riqueza en las matrices (prueba de t pareada, $t = 12.2$; $gl = 6$; $P \ll 0.0005$). El número promedio de especies de hormigas capturadas con trampas cebadas y pitfall fue significativamente mayor en cada bosque comparado con su matriz respectiva (Tabla 2). Este análisis permite mayor objetividad, puesto que las estaciones fueron las mismas y el tiempo de acción de las trampas fue similar en los dos tipos de hábitat. La proporción de especies agresivas, que reclutan rápida y masivamente los cebos, no fue necesariamente mayor en las matrices que en los bosques (Tabla 3), por lo que no existe diferencia entre los bosques y las matrices. El índice de diversidad de Shannon (H') fue significativamente mayor en los bosques que en las matrices (prueba de t pareada, $t = 4.99$; $gl = 6$; $P < 0.005$).

CURVAS DE SATURACIÓN DE ESPECIES.—Las curvas de saturación de especies se realizaron considerando todos los métodos de muestreo como lo recomiendan Longino y Colwell (1997), encontrándose una tendencia similar al graficar utilizando el número de muestras (transectos) o al graficar utilizando el número de eventos de captura (Fig. 2).

TABLA 3. Primera y segunda especies más abundantes en cada bosque y en cada matriz. Su importancia relativa se expresa en porcentaje de capturas.

	Especie más abundante	Porcentaje capturas	2º especie en abundancia	Porcentaje capturas	Total capturas
Bosque					
San Julián	<i>Wasmannia auropunctata</i>	60	<i>Crematogaster</i> sp. (Myr-17)	5	257
Colindres	<i>W. auropunctata</i>	29	<i>Linepithema</i> sp. (Dol-05)	17	257
El Hatico	<i>W. auropunctata</i>	12	<i>Pheidole</i> sp. (Myr-37)	9	411
El Vínculo	<i>W. auropunctata</i>	39	<i>Solenopsis</i> sp. (Myr-04)	11	238
Las Chatas	<i>W. auropunctata</i>	29	<i>Solenopsis</i> sp. (Myr-08)	8	318
El Medio	<i>W. auropunctata</i>	23	<i>Crematogaster</i> pos. <i>carinata</i>	9	307
Las Pilas	<i>Crematogaster</i> pos. <i>carinata</i>	12	<i>Crematogaster evallans</i>	11	306
Matriz					
San Julián	<i>Solenopsis geminata</i>	39	<i>Pheidole</i> sp. (Myr-30), <i>Brachymyrmex</i> sp. (For-03)	18	61
Colindres	<i>Crematogaster acuta</i>	32	<i>W. auropunctata</i>	21	126
El Hatico	<i>C. acuta</i>	16	<i>Pheidole</i> sp. (Myr-53)	9	202
El Vínculo	<i>W. auropunctata</i>	55	<i>Camponotus novogranadensis</i>	7	166
Las Chatas	<i>S. geminata</i>	50	<i>C. acuta</i>	15	118
El Medio	<i>W. auropunctata</i>	29	<i>Linepithema</i> sp. (Dol-08)	13	100
Las Pilas	<i>S. geminata</i>	45	<i>Ectatomma tuberculatum</i>	7	139

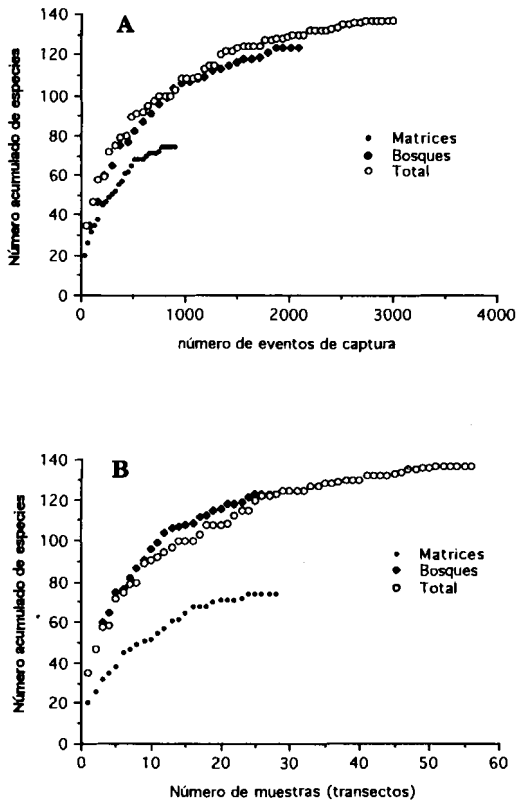


FIGURA 2. Curvas de saturación de especies discriminadas por hábitat (bosque, matriz y total). El gráfico superior (A) se basa en eventos de captura y el inferior (B) en transectos como unidad muestral. Los datos incluyen todos los métodos de muestreo.

ESPECIES RARAS.—Se tomó como criterio de rareza demográfica las especies que acumularon hasta seis capturas, es decir, seis ocurrencias en muestras (cebo, pitfall, hojarasca, muestreo visual), debido a que este número representa solamente el 0.2 por ciento de las capturas totales. Se contaron 71 especies raras que corresponden al 52 por ciento de todas las especies estudiadas. El 69 por ciento de estas especies raras se encuentran restringidas sólo al bosque (Tabla 4).

El número de especies presentes en sólo un bosque (exclusivas) se relacionó positivamente con la riqueza de cada bosque. La regresión entre el número de especies exclusivas y el número de especies no exclusivas en cada bosque (Fig. 3) fue significativa ($F_{1,5} = 33.03$, $P < 0.002$, $N = 7$).

Una tendencia similar, aunque no estadísticamente significativa ($r = 0.87$; $N = 4$), se encontró con las especies exclusivas de la matriz. La matriz del bosque más rico, El Hatico, tuvo seis especies

exclusivas, seguido por Las Pilas (dos especies exclusivas), El Medio y Las Chatas (con una especie exclusiva cada uno).

DIVERSIDAD B O HETEROGENEIDAD ENTRE SITIOS.—El índice de similitud de Jaccard promedio entre los bosques fue de 0.32 (SD = 0.052), mientras que entre las matrices fue de 0.19 (SD = 0.077). El índice de Jaccard promedio entre cada bosque y su matriz fue de 0.25 (SD = 0.077; Tabla 5). Los bosques más cercanos geográficamente no son más similares entre sí, tampoco comparten un mayor número de especies de hormigas como se puede visualizar en la Figura 4, las matrices más cercanas no son más similares entre sí.

DISCUSION

La diferencia de riqueza entre bosque y matriz se aprecia claramente en las curvas de acumulación de especies (Fig. 2) lo que demuestra el mayor aporte de los bosques a la biodiversidad regional. Estos resultados son consistentes con los encontrados por Majer (1983) en minas en rehabilitación (oeste de Australia), pues la riqueza de hormigas fue influenciada por el tiempo de rehabilitación y por la riqueza de especies de plantas. En el presente estudio se demuestra la diferencia clara entre la riqueza de agroecosistemas constantemente alterados y el hábitat boscoso, aún tratándose de muy pequeños parches de bosque. El no encontrar una curva especies-área significativa, pero sí una relación alta entre la riqueza de cada bosque y su matriz, sugiere un efecto de sitio que podría ser determinado por el manejo antropogénico. Esta explicación se sustenta además en el hecho de que los bosques más ricos y diversos (e.g., El Hatico y El Medio) son protegidos por sus dueños al contrario de los bosques menos diversos (e.g., San Julián, Colindres, Las Chatas) en los que no hay cerco delimitante o protección. El índice bajo de similitud entre las matrices, comparado con el de los bosques, también sugiere el gran impacto que tiene la acción de la gente y sus diversos modos de manejo sobre los sistemas agrícolas y ganaderos. Es más, a pesar que se podría esperar que, por ejemplo, las matrices de caña de azúcar se parezcan entre ellas, esto no ocurrió (Tabla 5). En cambio, la caña de azúcar fue muy rica en especies de hormigas cuando se ubicó frente a un bosque rico (El Medio), o muy pobre si se localizó frente al bosque más pobre (San Julián). Los potreros correspondientes a Las Chatas y El Vínculo, los bosques geográficamente más cercanos en el estudio (tan solo 6 km), no son los más

TABLA 4. Especies raras de acuerdo con la ubicación habitacional en que fueron encontradas. Entre paréntesis se indica el número de especies raras para cada género.

Solo en Bosque	Bosque y Matriz	Solo en Matriz
<i>Acanthognathus brevicornis</i> (1)	<i>Azteca</i> (1)	<i>Camponotus</i> (1)
<i>Azteca</i> (3)	<i>Brachymyrmex</i> (2)	<i>Cardiocondyla</i> (3)
<i>Brachymyrmex</i> (1)	<i>Creumatogaster</i> (1)	<i>Ephebomyrmex</i> (1)
<i>Camponotus</i> (5)	<i>Leptothorax</i> (2)	<i>Pheidole</i> (1)
<i>Cardiocondyla</i> (1)	<i>Mycocepurus</i> (1)	<i>Pseudomyrmex</i> (3)
<i>Creumatogaster</i> (2)	<i>Odontomachus chelifer</i> (1)	<i>Tetramorium</i> (1)
<i>Gnamptogenys</i> (3)	<i>Pseudomyrmex</i> (3)	
<i>Hypoanera</i> (1)	<i>Solenopsis</i> (1)	
<i>Leptothorax</i> (1)		
<i>Linepithema</i> (1)		
<i>Monomorium</i> (1)		
<i>Octostruma</i> (1)		
<i>Pachycondyla</i> (6)		
<i>Pheidole</i> (3)		
<i>Prionopelta</i> (1)		
<i>Pseudomyrmex</i> (5)		
<i>Rogeria</i> (1)		
<i>Sericomyrmex</i> (1)		
<i>Solenopsis</i> (1)		
<i>Strumigenys</i> (4)		
<i>Tapinoma</i> (1)		
<i>Trachymyrmex</i> (1)		
<i>Zacryptocerus</i> (4)		
Total: 49 especies	Total: 12 especies	Total: 10 especies

similares, como se podría esperar. Power (1996) sostiene que los pocos estudios sobre diversidad de artrópodos en paisajes fragmentados tropicales indican que existe un potencial para manejar los agroecosistemas existentes de modo que se mejore su capacidad para la conservación de artrópodos.

Los índices altos de diversidad en los bosques reflejan mayor cantidad de nichos con respecto a la

matriz, y muestran que estos relictos tienen gran valor biológico a pesar de su pequeño tamaño y aislamiento. Estos resultados son consistentes con los encontrados por Roth *et al.* (1994) en Costa Rica, quienes determinaron que las hormigas de suelo en el bosque primario y cacaotal abandonado fueron significativamente más diversos que en las plantaciones de cacao y banano. Igualmente, se ha encontrado un gradiente similar en los índices de

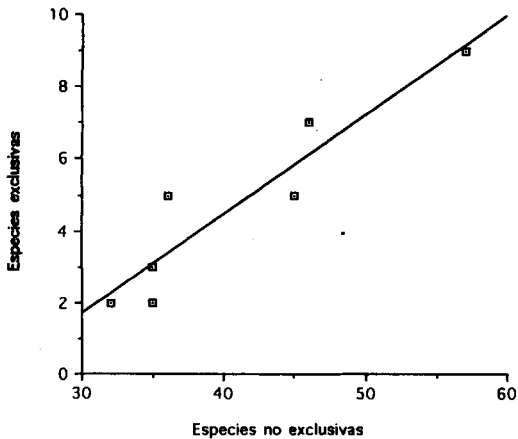


FIGURA 3. Regresión entre el número de especies exclusivas y el número de especies no exclusivas en cada bosque ($y = -6.53 + 0.275x$, $R^2 = 0.869$).

TABLA 5. Índice de similitud de Jaccard para cada par posible de fragmentos de bosque y de matrices. Los valores en la parte superior de la tabla (negritas) e inferior corresponden a los índices de similitud entre bosques y entre matrices, respectivamente. Los números rellenos indican los índices de Jaccard entre cada bosque y su respectiva matriz. S.J.: San Julián; Co: Colindres; Ha: El Hatico; Vi: El Vínculo; Cha: Las Chatas; Me: El Medio; Pi: Las Pilas.

	S.J.	Co.	Ha.	Vi.	Cha.	Me.	Pi.
S.J.	0.1	0.34	0.31	0.36	0.43	0.36	0.31
Co.	0.12	0.35	0.34	0.24	0.32	0.32	0.28
Ha.	0.10	0.22	0.25	0.29	0.32	0.37	0.29
Vi.	0.12	0.29	0.19	0.27	0.23	0.38	0.38
Cha.	0.16	0.35	0.23	0.25	0.21	0.23	0.29
Me.	0.15	0.16	0.18	0.02	0.09	0.27	0.36
Pi.	0.21	0.15	0.27	0.18	0.25	0.26	0.27

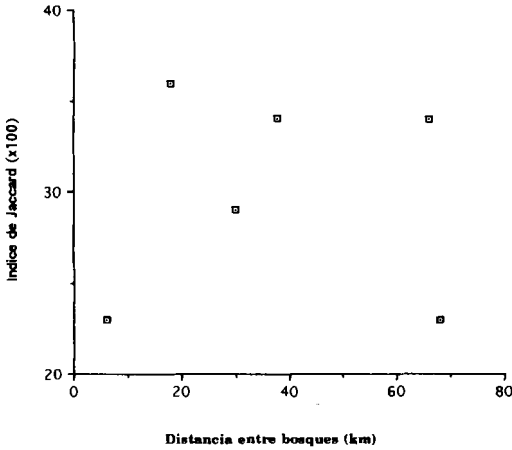


FIGURA 4. Distancia entre los pares de bosques vecinos (en gradiente de sur a norte) con respecto a su índice de similitud de Jaccard multiplicado por 100.

diversidad de Shannon (hormigas) en estudios sobre estados sucesionales en Colombia, en bosque muy húmedo en el bajo Calima (Aldana & Ulloa-Chacón 1996) y en bosque nublado en los Farallones de Cali (Bustos & Ulloa-Chacón 1996–1997), ambos en el Valle del Cauca.

Si los fragmentos boscosos aportan mayor número de especies raras que sus alrededores y estos bosques se encuentran en peligro inmediato de desaparición, es claro que la mirmecofauna relictual se encuentra amenazada. Es más, aún si los bosques estudiados se conservan a largo plazo, las especies raras presentarán una mayor vulnerabilidad que las

especies abundantes y propias de bosque. De acuerdo con Kershaw *et al.* (1995), la rareza también debe tenerse en cuenta como medida de selección de áreas a ser protegidas. La relación significativa entre especies exclusivas y no exclusivas muestra que los bosques más ricos y diversos preservan regionalmente un mayor número de especies raras. Esta tendencia no sería tan clara si el número de especies exclusivas en cada bosque se debiera a omisión por submuestreo.

Los resultados de este estudio permiten concluir que la conservación de uno solo, o unos pocos de los fragmentos boscosos, no es suficiente para la preservación óptima de la biodiversidad regional en el valle del Río Cauca, pues todos los bosques aportan con especies propias y especies raras en mayor número que la matriz. La matriz antropogénica que domina el paisaje de la zona plana del valle geográfico del Río Cauca también aporta a la biodiversidad global de Formicidae, pero a diferencia de los fragmentos boscosos no está en peligro inmediato de desaparecer.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por el Fondo "José Celestino Mutis" de la Financiera Eléctrica Nacional (FEN de Colombia), la WCI-GEA-FES de Colombia y la Vicerrectoría de investigaciones de la Universidad del Valle. El Centro de Datos de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca apoyó institucionalmente el proyecto. Se agradece a los taxónomos F. Fernández, H. G. Fowler, R. J. Hamton, J. Longino, E. Palacio, P. Ward, J. Watkins por la identificación de especímenes, a J. Longino y otros dos evaluadores anónimos por sus comentarios valiosos y sugerencias sobre el manuscrito.

LITERATURA CITADA

- ACADEMIA SUECA DE LAS CIENCIAS. 1992. Diez millones de especies en manos de una. *Rev. Ecol.* 10: 30–39.
- ALDANA, R., y P. ULLOA-CHACÓN. 1996. Megadiversidad de Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la cuenca media del río Calima (Valle, Colombia). *En* Sociedad Colombiana de entomología (Eds.). XXIII Congreso de la Sociedad Colombiana de Entomología. Resúmenes, pp. 1. Cartagena, Colombia.
- ALVAREZ-LÓPEZ, H., AND G. KATTAN. 1995. Notes on the conservation status of resident diurnal raptors of the middle Cauca valley, Colombia. *Bird Conserv. Int.* 5: 137–144.
- BROWN, K., JR. 1989. The conservation of Neotropical environments: insects as indicators. *In* N. M. Collins and J. A. Thomas (Eds.). *The conservation of insects and their habitats*. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London, pp. 354–404. Academic Press, London, England.
- BURBIDGE A. H., K. LEICESTER, S. McDAVITT, AND J. D. MAJER. 1992. Ants as indicators of disturbance at Yanchep National Park, western Australia. *J. Roy. Soc. West. Aust.* 75: 89–95.
- BUSTOS J., y P. ULLOA-CHACÓN. 1996–1997. Mirmecofauna y perturbación en un bosque de niebla Neotropical (Reserva Natural Hato Viejo, Valle del Cauca, Colombia). *Rev. Biol. Trop.* 44–45: 259–266.
- CVC. 1990. Comparación de cobertura de bosques y humedales entre 1957 y 1986 con delimitación de las comunidades naturales críticas en el valle geográfico del Río Cauca: informe 90–7. CVC, Cali, Colombia. 49 pp.
- CUTLER, A. 1991. Nested faunas and extinction in fragmented habitats. *Conserv. Biol.* 5: 496–505.
- HALFFTER, G., y E. EZCURRA. 1992. Qué es la biodiversidad? *En* G. Halffter (Ed.). *La diversidad biológica de Iberoamérica*, pp. 3–24. Acta Zool. Mex., CYTED-D, Volumen especial, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Xalapa, México.

- HÖLDOBLER, B., AND E. O. WILSON. 1990. The ants. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 732 pp.
- JAFFÉ, K., J. LATTKE, Y E. PÉREZ. 1993. El mundo de las hormigas. Equinoccio Editores, Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela. 196 pp.
- JANZEN, D. H. 1988a. Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystems. *In* E. O. Wilson (Ed.). Biodiversity, pp. 130–137. National Academy Press, Washington, D.C.
- . 1988b. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 75: 105–116.
- KERSHAW, M., G. M. MACE, AND P. H. WILLIAMS. 1995. Threatened status, rarity, and diversity as alternative selection measures for protected areas: a test using Afrotropical antelopes. *Conserv. Biol.* 9: 324–334.
- KREMEN, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecol. Appl.* 4: 407–422.
- , R. K. COLWELL, I. L. ERWIN, D. D. MURPH, R. F. NOSS, AND M. A. SANJAYAN. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conserv. Biol.* 7: 796–808.
- LONGINO, J. T., AND R. K. COLWELL. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecol. Appl.* 7: 1263–1278.
- LORD, J., AND D. NORTON. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conserv. Biol.* 4: 197–202.
- LOVEJOY, T.E., R.O. BIERREGARD JR., A. B. RYLANDS, J. R. MALCOLM, E. C. QUINTELA, L. H. HARPER, K. S. BROWN JR., A. H. POWEL, J. B. N. POWEL, H. O. R. SCHUBART, AND M. B. HAYS. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In* M. E. Soulé (Ed.). Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 285 pp.
- LUDWIG, J. A., AND J. F. REYNOLDS. 1988. Statistical ecology. John Wiley & Sons, New York, New York. 336 pp.
- MACKAY, W. P., AND S. B. VINSON. 1989. A guide to the species identification of New World ants. *Sociobiology* 16: 3–47.
- , A. REBELES, H. ARREDONDO, A. RODRÍGUEZ, D. GONZÁLEZ, Y B. VINSON. 1989. El efecto de la quema de bosque tropical sobre la mimemofauna en el estado de Chiapas (Hymenoptera: Formicidae). *En* Sociedad Mexicana de Entomología (Ed.). II, Simposio Nacional de insectos sociales, pp. 145–157. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Oaxtepec, Morelos, México.
- MAJER, J. D. 1983. Ants: bio-indicators of mine-site rehabilitation, land use, and land conservation. *Environ. Manage.* 7: 375–383.
- . 1985. Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Aust. J. Ecol.* 10: 31–48.
- . 1992. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Pocos de Caldas, Brazil. *J. Trop. Ecol.* 8: 97–108.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10: 58–62.
- NOSS, R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355–364.
- OLSON, D. 1991. A comparison of the efficacy of litter sifting and pitfall traps for sampling leaf litter ants (Hymenoptera: Formicidae) in a tropical wet forest, Costa Rica. *Biotropica* 23: 166–172.
- PEARSON, D. 1993. Insectos y conservación: una nueva frontera. *En* Sociedad Venezolana de entomología (Eds.). V Congreso Latinoamericano y XII Venezolano de Entomología. Resúmenes, 245 pp. Parlar, Venezuela.
- , AND F. CASSOLA. 1992. Worldwide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conserv. Biol.* 6: 376–390.
- PIERCE, N. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125: 879–887.
- POWER, A. G. 1996. Arthropod diversity in forest patches and agroecosystems of tropical landscapes. *In* J. Schelhas and R. Greenberg (Eds.). Forest patches in tropical landscapes, pp. 91–110. Island Press, Washington, DC.
- ROSENBERG, D., H. DANKS, AND D. LEHMKHUL. 1986. Importance of insects in environmental impact assessment. *Environ. Manage.* 10: 773–783.
- ROTH, D. S., I. PERFECTO, AND B. RATHCKE. 1994. The effects of management systems on ground foraging ant diversity in Costa Rica. *Ecol. Appl.* 4: 423–436.
- SAMWAYS, M. J. 1994. The fragmented landscape. *In* M. Samways (Ed.). Insect conservation biology, 294 pp. Chapman and Hall, London, England.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS, AND C. R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5: 18–32.
- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283–292.
- , AND B. WINTER. 1983. A method for siting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biol. Conserv.* 27: 45–58.
- VAN VELZEN, J. 1991. Prioridades para la conservación de la biodiversidad en los Andes colombianos. Universidad del Cauca, Museo de Historia Natural, Popayán, Colombia. 47 pp.
- WILSON, E. O. 1992. The diversity of life. W. W. Norton & Company, New York, New York.
- ZAR, J. 1984. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 717 pp.