

MUESTREO POSTFUEGO DE ARTRÓPODOS DE SUELO EN BOSQUES DE PINOS DEL PARQUE NACIONAL JOSÉ DEL CARMEN RAMÍREZ, REPÚBLICA DOMINICANA

Alexander Sánchez-Ruiz ¹, Carlos Suriel ² y Gabriel de los Santos ²

1. Centro Oriental de Ecosistemas y Biodiversidad (BIOECO), Santiago de Cuba, Cuba. alex@bioeco.ciges.inf.cu

2. Museo Nacional de Historia Natural, Santo Domingo (MNHNSD), República Dominicana. c.suriel@museohistorianatural.gov.do; g.santos@museohistorianatural.gov.do

RESUMEN

Se realizaron muestreos de los artrópodos del suelo con el objetivo de comparar la composición de las comunidades de estos invertebrados tres años después de la ocurrencia de un fuego en bosques de pinos del Parque Nacional José del Carmen Ramírez, República Dominicana. Se muestrearon dos áreas con diferentes grados de afectación: Área de Alto Impacto del Fuego (AAI) y Área de Mediano Impacto del Fuego (AMI) y se compararon con un área que no había sufrido ningún impacto: Área Testigo (AT). La diversidad de Shannon-Weaver resultó similar entre las áreas estudiadas. Por otro lado, las similitudes en la composición entre todas las áreas resultaron muy bajas. En relación al AT se perdieron 13 familias en AAI y 17 en AMI, en cambio aparecen otras nuevas (8 en AAI y 15 en AMI). Los opiliones (Arachnida) y milpiés (Diplopoda) son los grupos cuya diversidad se observa más reducida en las áreas quemadas, perdiendo la totalidad de las familias detectadas en AT. Los Hymenoptera (Formicidae, Evaniidae y Braconidae), la totalidad de las familias colectadas de Heteroptera y Thysanoptera, las arañas (Ctenidae y Philodromidae) y los opiliones Sclerosomatidae al parecer son grupos oportunistas que aumentan sus poblaciones ocupando los nichos vacíos dejados por aquellos grupos más sensibles a las variaciones del suelo. Las cucarachas (Blattodea) resultaron el grupo más abundante en las tres áreas, representando el 24% del total de los individuos capturados y alcanzando la densidad de 7 ind./m². Los estimados de familias para cada área, dan valores proporcionales muy similares, aproximadamente un tercio de las familias observadas se estima que falten por localizarse en todas las áreas.

Palabras clave: artrópodos del suelo, bosque de pinos, parque nacional, República Dominicana.

ABSTRACT

Sampling of arthropods soil fauna were made with the objective of comparing the composition of the communities of these invertebrates after three years of the fire on the Pine forest from José del Carmen Ramírez National Park. Two areas with different affectation were sampled: high impact of fire area (AAI) and medium impact of fire area (AMI). These areas were compared with an area that had not suffered any impact: control area (AT). The Shannon-Weaver diversity index calculated for each area was similar. On the other hand, the similarities in the composition among all areas were very low. Comparing to AT, the AAI lost 13 families and the AMI lost 17. However, new families appeared (8 in AAI and 15 in AMI). The Opiliones and Diplopods are the groups that were more affected with the burn of the vegetation, losing all the families detected in the AT. The Hymenoptera (Formicidae, Evaniidae y Braconidae), as well as all families of Heteroptera and Thysanoptera, the spiders (Ctenidae y Philodromidae) and the opiliones Sclerosomatidae, are groups apparently opportunistic that increased and colonized the empty niches left by those more sensitive groups to the variations of the soil. The cockroaches (Blattodea) were the most abundant group in general in the three areas, representing 24% of the total of the captured individuals and reaching 7 ind / m² of density. The estimated families for each area, show very similar proportional values, approximately one third of observed families has not been recorded yet in the study areas.

Key Words: Soil arthropods, Pine forest, National Park, Dominican Republic

INTRODUCCIÓN

El efecto del fuego sobre la vegetación y la posterior sucesión del bosque es un fenómeno que ha sido muy estudiado, especialmente en los Estados Unidos y Canadá (Payette *et al.*, 1989). En contraste, existe muy poco conocimiento acerca de los efectos del fuego sobre las poblaciones de animales, particularmente sobre los invertebrados, los cuales constituyen el componente más significativo desde el punto de vista cuantitativo de toda la biodiversidad animal del bosque (Melic, 1999), y juegan un papel muy importante en el equilibrio ecológico de todo el ecosistema (Portuondo, 2001).

Hasta el momento, los estudios publicados más completos y cercanos a nuestra área geográfica sobre estos efectos en invertebrados corresponden a Buffington (1967), Beckwith y Werner (1979) y Metz y Dindal (1980), quienes describen la distribución de las poblaciones de artrópodos en bosques de pinos afectados por el fuego en Norteamérica. En Las Antillas, sin embargo, son mucho más escasos estos trabajos. Nuestro estudio tenía como objetivo determinar, después de tres años del fuego, la riqueza, abundancia, distribución y composición de la fauna de artrópodos de suelo del bosque de pinos del Parque Nacional José del Carmen Ramírez en áreas de dos localidades de este parque nacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo fue desarrollado durante los días del 9 al 11 de enero de 2008 en las localidades Sabana Vieja y Sabana Nueva, Provincia San Juan, República Dominicana; ambas localidades dentro del Parque Nacional José del Carmen Ramírez. En cada localidad se trabajó en bosques de *Pinus occidentalis*, donde se habían marcado áreas de 10 X 10 m teniendo en cuenta el grado de efectos provocados por el fuego. Estas áreas fueron marcadas previamente por un equipo de topógrafos de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARENA) y taxónomos del Jardín Botánico Nacional "Dr. Rafael María Moscoso".

En Sabana Vieja se tomaron muestras en las siguientes áreas (Fig. 1): a) Área Testigo (AT): (19° 04' 761" N - 71° 11' 872" W; altitud 1, 898 msnm; pendiente 0-2%). Bosque de pinos en su estado natural, con un sotobosque bien desarrollado, manto de hojarasca de 20 a 30 cm compuesto en su mayoría por agujas de pinos secas y verdes, pequeñas hojas y ramas; debajo del manto de hojarasca se encontraba el detritus con un grado avanzado de descomposición. Presentaba árboles de pinos adultos muchos de los cuales sobrepasaban los 20 m. Los porcentajes de cobertura predominante en esta área eran: 70-75% arbóreas, 15-20% arbustivas altas, 25-30% arbustivas bajas, 85-95 % herbáceas, (Clase y Peguero, 2007); b) Área de Alto Impacto del Fuego (AAI): (19° 04' 747" N - 71° 11' 671" W; altitud 1, 897 msnm; pendiente, 0-2%). Esta sufrió un impacto severo del fuego y tenía un manto de hojarasca de unos 5 a 10 cm, compuesto por pequeñas hojas y agujas de pinos secas envueltas en materia vegetal en descomposición (detritus) y grandes volúmenes de carbón depositado en el suelo. Presentaba árboles de pinos muy jóvenes que constituían el sotobosque, pinos adultos muertos completamente quemados y algunos pinos aislados vivos que no alcanzaban los 20 m de alto. Los porcentajes de cobertura predominante en esta área eran: 25-30% arbóreas, 0% arbustivas altas; 10-15% arbustivas bajas, 75-80% herbáceas, (Clase y Peguero, Ídem).

En Sabana Nueva se trabajó solo un área, Área de Mediano Impacto del Fuego (AMI): (18° 59' 151" N - 70° 55' 770" W; altitud 1,503 msnm; pendiente, 0-4%). Esta aparentemente sufrió un impacto menor del fuego y su manto de hojarasca era parecido al de AAI pero con mayor cantidad de ramas secas. Presentaba árboles de pinos muy jóvenes que constituían el sotobosque, pinos adultos muertos completamente quemados y varios pinos vivos. Los porcentajes de cobertura vegetal predominante en esta área eran: 40-45% arbóreas, 90-95% arbustivas altas, 0% arbustivas bajas, 5% herbáceas, (Clase y Peguero, Ídem).

En cada una de las tres áreas se midieron 10 parcelas de 1 X 1 m (10 m²) dispuestas en forma de bandera inglesa, en donde se colectaron por 10 minutos todos los macroinvertebrados existentes en el manto de hojarasca hasta los primeros dos centímetros del suelo. La colecta se hizo en todos los casos por cuatro colectores en horario diurno. Se calculó la densidad $Ar=N_i/10\text{ m}^2$, N_i =número total de individuos capturados en el taxon i ; así como la abundancia proporcional para cada taxon en cada estación $P_i=(N_i/N)/100$, N = número total de individuos. Se comparó la heterogeneidad de las tres áreas mediante el índice de Diversidad de Shannon-Weaver, $H'=-\sum(P_i \ln P_i)$, P_i = abundancia proporcional de la especie i . Se calculó además el índice de Equidad de Pielou, $J'=H'/\ln(S)$, S = Riqueza de familias. Ver tabla 1. Para comparar la similitud de la composición entre las áreas se utilizó el Coeficiente de Similitud de Sørensen ($I_s=2C/(A+B)$), C = número de especies comunes entre dos muestras, A = número de especies de la muestra A y B = número de especies de la muestra B. Los datos son mostrados en la figura 2. Para conocer la variación de la riqueza de familias en cada área y estimarla, utilizamos los estimadores no paramétricos de Chao (1984) basados en la abundancia (Chao 1) y en la incidencia (Chao 2); el índice de Jackknife de primer orden (Jack 1) propuesto por Heltsh y Forrester (1983); y las curvas de acumulación de especies siguiendo a Jiménez-Valverde y Hortal (2003) con un ajuste de la función que describe según la función de Clench $S_n=a.n/(1+b.n)$, a y b son los parámetros de la función. La nomenclatura para nombrar los estimadores es la propuesta por Colwell y Coddington (1994). Para calcular estos estimadores utilizamos el software EstimateS Ver. 6.01b (Colwell 2000). Las curvas de acumulación fueron ajustadas utilizando el software

Statistica ver. 6.0. Para calcular la proporción de fauna registrada (q) a partir del esfuerzo de muestreo desarrollado ($n=10$) utilizamos la fórmula $q=S_n/(a/b)$.

Todo el material fue identificado por los autores hasta nivel de familia y se encuentra depositado en las colecciones del Museo Nacional de Historia Natural, Santo Domingo (MNHNSD).

RESULTADOS

Composición, abundancia y diversidad. En total se examinaron 842 ejemplares pertenecientes a 48 familias de los órdenes Mantodea, Hymenoptera, Coleoptera, Orthoptera, Heteroptera, Homoptera, Archaeognatha, Thysanura, Blattodea y Thysanoptera (Clase Insecta); Araneae y Opiliones (Clase Arachnida), así como de las Clases Isopoda, Chilopoda y Diplopoda (Tabla 1). El AT fue el área con mayor riqueza de familias (31) seguida del AMI (29) y AAI (26). Las cucarachas (Blattodea) resultaron el grupo más abundante en general en las tres áreas, representando el 24 % del total de los individuos capturados. En el AT las cucarachas alcanzan los 7 ind./m², resultando este el mayor valor de densidad en todos los taxa y áreas. En el AT y el AAI las cochinillas (Isopoda) mostraron también valores de densidad altos, por encima de 3 ind./m². Sin embargo, en el AMI los taxa más abundantes fueron las arañas Sparasiidae con 6.1 ind/m². Los valores obtenidos de Diversidad (H') resultaron muy semejantes entre las tres áreas (Tabla 1), aunque el mayor valor lo mostró el AT. La proporción de los individuos por familia en cada área es también homogénea ($J'=0.4$ en las tres áreas).

Pérdida de biodiversidad. Todas las áreas muestran valores muy bajos de similitud que no sobrepasan el 32% de las familias compartidas (Fig. 2). No obstante, la composición del AT resultó la más diferente comparada con las áreas que habían sufrido el impacto del fuego. Este resultado nos indica que probablemente, a pesar de haber transcurrido tres años del fuego, los efectos sobre la composición de artrópodos fueron muy severos. Muchas de las familias no aparecieron nuevamente en las zonas afectadas (13 familias en AAI y 17 en AMI); en cambio, aparecieron otras familias (8 en el AAI y 15 en el AMI) que posiblemente se encontraban con poblaciones muy reducidas en los bosques aún sin quemar por lo que no fueron detectadas en las muestras del AT. Las hormigas (Formicidae), uno de los grupos de Insecta mejores indicadores de los cambios ocurridos en el suelo (Portuondo, 2001), curiosamente no fueron detectadas en el AT, sin embargo estuvieron presentes en ambas áreas quemadas. El resto de las familias de himenópteros (excepto una) así como los heterópteros y tisanópteros, también se comportaron de igual forma (Tabla 1). Por otro lado, los himenópteros, ortópteros, homópteros, opiliones y diplópodos pierden familias en ambas áreas impactadas por el fuego (Tabla 1).

Las familias de opiliones Agoristenidae, Biantidae y Cosmetidae no aparecieron en ninguna de las áreas quemadas. En contraste, sólo se colectaron representantes de la familia Sclerosomatidae en estas áreas quemadas, una familia de opiliones que no fue detectada en el AT. Algo similar a lo que ocurre con las familias de opiliones referidas arriba (Agoristenidae, Biantidae y Cosmetidae) sucede con las familias de milpiés Chelodesmidae, Stemmiulidae y Pyrgodesmidae, las cuales desaparecen en las áreas quemadas.

Las arañas no mostraron grandes variaciones en la pérdida o ganancia de familias. Sólo Ctenidae y Philodromidae, ambas cazadoras al acecho en el suelo y la vegetación, no fueron detectadas en AT y sin embargo estuvieron presentes en las áreas quemadas. Resulta notable la abundancia proporcional de las Sparassidae en todas las áreas (Tabla 1).

Curvas de acumulación de familias y estimación de la riqueza. Las pendientes obtenidas en las curvas de acumulación ajustadas para todas las áreas resultaron por encima de 0.1, aunque con valores no tan alejados (Fig. 3). Según Jiménez-Valverde y Hortal (2003) una pendiente menor que 0.1 indica un inventario bastante completo y altamente fiable. Por tanto el muestreo en este estudio todavía resulta insuficiente para realizar un análisis comparativo de riqueza utilizando estas curvas. Sin embargo, la proporción de fauna registrada en cada una de las áreas estuvo entre 74 % y 79 % (Tabla 2), lo cual es relativamente alto si tenemos en cuenta que el tamaño de muestra no fue muy grande ($n=10$). Podemos estimar el esfuerzo de muestreo necesario para cada área, realizando el mismo cálculo pero para un 10 % más de fauna. Los resultados indican que para registrar un 10 % más de fauna necesitaríamos duplicar el esfuerzo de muestreo en todas las áreas (Tabla 2).

Atendiendo a la abundancia de las familias en las muestras, obtenemos el mayor porcentaje de familias representadas por un solo individuo (*singletons*) en el AMI. Por lo que el valor estimado de Chao1 en esta área es también el mayor comparado con las otras dos áreas (Tabla 2). En cambio, si se analizan los datos atendiendo a la incidencia de las familias en la muestra obtenemos el mayor porcentaje de familias que ocurren en sólo una muestra (*uniques*) en el AAI, obteniendo por tanto el mayor valor estimado de Chao 2 (Tabla 2). Estos resultados nos demuestran que las áreas quemadas en el bosque de pinos del Parque Nacional José del Carmen Ramírez pueden soportar mayores o similares valores de abundancia que las áreas no quemadas, pero estas áreas quemadas se caracterizan por presentar los mayores porcentajes de familias "raras". Los valores obtenidos con el índice de Jack 1 estiman el mayor valor para el AT (42 ± 4 familias) con relación al resto de las áreas. Este valor estimado sugiere que todavía quedan por encontrar aproximadamente un tercio de las familias observadas en el AT. De igual forma se comporta para las dos áreas quemadas, aproximadamente un tercio de las familias observadas faltan por encontrar en estas áreas, lo cual coincide con los resultados obtenidos al calcular la proporción de fauna registrada en cada área. Comparando las tres áreas muestreadas con los resultados obtenidos de los tres estimadores calculados (Chao 1, Chao 2, Jack 1), en el AMI estos valores estimados son más semejantes. Manteniendo sus valores entre 39 y 41 familias estimadas. En el caso de las otras dos áreas los valores estimados se alejan mucho más (Fig. 4).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Resultados similares en relación a los índices de diversidad calculados para las tres áreas fueron obtenidos en muestreos postfuego de la fauna de arañas en suelo de los bosques Subárticos en Finlandia y Québec (Koponen, 1988 y 1993); y en muestreos postfuego con la fauna de suelo en los bosques de Norteamérica (Metz y Dindal, 1980). Los índices de diversidad calculados en estos estudios se mantuvieron altos (por encima de 2) pero sin diferencias con el resto de las áreas testigo. Estos resultados demuestran que, posterior al fuego, la fauna de artrópodos de suelo no varía en cuanto a la diversidad ni la distribución de sus individuos. Sin embargo, estos índices no toman en cuenta la composición de esta fauna y por tanto la similitud de estos valores no excluye la existencia de variaciones significativas de la composición (Calvo y Viña, 1998). Si analizamos el fenómeno desde el punto de vista de la presencia-ausencia de las familias en cada una de las áreas, obtenemos resultados completamente diferentes. Las áreas quemadas muestran una composición muy diferente al área testigo como se demuestran en los resultados del presente estudio. Muchas de las familias abundantes en el AT no se encontraron en las áreas quemadas; posiblemente desaparecieron de éstas áreas, o la abundancia de sus poblaciones disminuyó drásticamente. En cualesquiera de los casos, dejaron un nicho vacío que fue ocupado por aquellas familias que, por el contrario, mantenían poblaciones reducidas en el AT pero que son más oportunistas y quizás menos sensibles a las variaciones del suelo. Los opiliones y diplópodos son los grupos que aparentan haber sido más afectados con la quema de la vegetación. Posiblemente las familias de opiliones Agoristenidae, Biantidae y Cosmetidae son más sensibles a la deposición de carbón en el suelo de las áreas quemadas y, a pesar de que el fuego ocurrió hace ya tres años, todavía estas deposiciones permanecen.

Un fenómeno similar fue demostrado por Buffington (1967) quien reconoce que la comunidad de artrópodos de suelo de las áreas quemadas se caracteriza por la presencia de familias oportunistas y pioneras. En el caso del bosque de pinos del Parque Nacional José del Carmen Ramírez estas familias podrían estar representadas por los himenópteros: Formicidae, Evaniidae y Braconidae; la totalidad de las familias colectadas de Heteroptera y Thysanoptera; las arañas (Ctenidae y Philodromidae) y los opiliones Sclerosomatidae; los representantes de esta última familia en las áreas quemadas aparentemente se ven beneficiados al desaparecer el resto de los competidores más comunes, normalmente Agoristenidae, Biantidae y Cosmetidae. De todas estas familias sólo las hormigas (Formicidae) (Portuondo, 2001) y las arañas Ctenidae (Koponen, 1993 y Sánchez-Ruiz, 2001) se ha demostrado que son colonizadoras oportunistas de bosques impactados por el fuego o transformados producto de la tala de la vegetación.

Analizando los resultados obtenidos en relación a las curvas de acumulación de familias ajustadas, el tamaño de muestra escogido (10 parcelas) resulta todavía insuficiente para este tipo de hábitat. Por esta razón establecer comparaciones de riqueza sería mucho más arriesgado y sólo nos limitamos en este estudio a exponer los resultados obtenidos para que se tengan en cuenta a la hora de diseñar un estudio más completo sobre estos fenómenos en esta área.

Los estimados de familias para cada área dan valores proporcionales muy similares (aproximadamente un tercio de las familias observadas se estima que falten por localizarse). Según Escalante (2003) en estos análisis podrían obtenerse asintotas incluso antes de que muchas especies hubieran sido registradas, sobre todo por efecto de la estacionalidad y la abundancia relativa de las especies. Whittaker (1972) propone también que el grado de reemplazo de especies a través de gradientes ambientales puede enmascarar estos resultados. De estos tres fenómenos, en nuestras áreas podría tener efecto el relacionado con la abundancia relativa, ya que no todos los individuos tienen la misma probabilidad de pertenecer a una familia determinada, puesto que hay familias comunes y familias muy raras.



Figura 1. Mapa de los sitios de muestreo. ■ Sabana Vieja; ● Sabana Nueva; ▨ Parque Nacional José del Carmen Ramírez; — Provincia San Juan

Tabla 1. Resumen mostrando la abundancia relativa y la abundancia proporcional (Ar / Pi) de los taxa capturados en cada estación (valores de Ar expresados en ind/m^2 y los valores de Pi en %); la Diversidad de Shannon-Weaver (H') y la Equidad de Pielou (J')

TAXA	AT		AMI		AAI	
	Ar	Pi	Ar	Pi	Ar	Pi
Mantodea						
1. Familia A	0.1	0.34	0.3	0.94	0	0.00
Hymenoptera						
2. Familia B	0.1	0.34	0	0.00	0	0.00
3. Familia C	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00
4. Formicidae	0	0.00	0.5	1.57	0.1	0.44
5. Evaniidae	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00
6. Braconidae	0	0.00	0.2	0.63	0	0.00
Coleoptera						
7. Familia D	0.1	0.34	0.1	0.31	0.1	0.44
8. Familia E	0.2	0.68	0	0.00	0.4	1.78
9. Familia F	0.3	1.01	0	0.00	0	0.00
10. Familia G	0	0.00	0	0.00	0.3	1.33
11. Familia H	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00
12. Familia I	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00
13. Curculionidae	0.5	1.69	0.5	1.57	0.1	0.44
14. Elateridae	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00

Orthoptera						
15. Gryllidae	1.2	4.05	3.9	12.23	0.7	3.11
16. Eumastacidae	0.2	0.68	0	0.00	0	0.00
17. Familia J	0.2	0.68	0	0.00	0	0.00
Heteroptera						
18. Familia K	0	0.00	2.5	7.84	1.4	6.22
19. Familia L	0	0.00	0.2	0.63	0.1	0.44
20. Familia M	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00
Homoptera						
21. Familia N	0.1	0.34	0	0.00	0	0.00
22. Familia Ñ	0	0.00	0.2	0.63	0	0.00
23. Familia O	0	0.00	0.1	0.31	0	0.00
Thysanura						
24. Familia P	0.2	0.68	0	0.00	0.3	1.33
Blattodea						
25. Familia Q	7	23.65	5.9	18.50	4.8	21.33
Thysanoptera						
26. Familia R	0	0.00	0.1	0.31	0.2	0.89
Archaeognatha						
27. Microcoriphio	0.2	0.68	1.2	3.76	0.1	0.44
Isopoda						
28. Familia S	3.5	11.82	1.7	5.33	4.9	21.78
Araneae						
29. Araneidae	0.6	2.03	0	0.00	0.1	0.44
30. Ctenidae	0	0.00	0	0.00	0.2	0.89
31. Gnaphosidae	0.2	0.68	0	0.00	0.4	1.78
32. Oonopidae	0.1	0.34	0.8	2.51	0.4	1.78
33. Sparasiidae	1.1	3.72	6.1	19.12	2.9	12.89
34. Clubionidae	1.7	5.74	0	0.00	0.6	2.67
35. Salticidae	0.5	1.69	0.6	1.88	1.9	8.44
36. Theraphosidae	0.1	0.34	0	0.00	0.1	0.44
37. Tetragnathidae	0.1	0.34	0.1	0.31	0	0.00
38. Dipluridae	4.3	14.53	0.4	1.25	0	0.00
39. Philodromidae	0	0.00	3.4	10.66	0.2	0.89
40. Pholcidae	1.6	5.41	1.5	4.70	0.7	3.11
Opiliones						
41. Sclerosomatidae	0	0.00	0.3	0.94	1.1	4.89
42. Agoristenidae	0.9	3.04	0	0.00	0	0.00
43. Biantidae	0.2	0.68	0	0.00	0	0.00
44. Cosmetidae	0.4	1.35	0	0.00	0	0.00
Chilopoda						
45. Familia T	1.5	5.07	0.7	2.19	0.4	1.78
Diplopoda						
46. Chelodesmidae	2.2	7.43	0	0.00	0	0.00
47. Stemmiulidae	0.1	0.34	0	0.00	0	0.00
48. Pyrgodesmidae	0.2	0.68	0	0.00	0	0.00
Total de individuos (N)	297		319		226	
Riqueza de familias (S)	31		29		26	
H'	2.64		2.54		2.46	
J'	0.46		0.44		0.45	

	AAI	AMI
AT	27.45	31.90
AAI		31.96

Figura 2. Coeficiente de similitud de Sørensen para cada combinación posible.

Figura 3. Curvas de acumulación de familias ajustadas a la ecuación de Clench. Área Testigo (cuadrados): Sobs=31, $R^2=0.990$, $a=12.713$, $b=0.322$, pendiente=0.17. Área de Mediano Impacto (círculos): Sobs=29, $R^2=0.989$, $a=10.833$, $b=0.284$, pendiente=0.14. Área de Alto Impacto (triángulos): Sobs=26, $R^2=0.994$, $a=9.227$, $b=0.263$, pendiente=0.12.

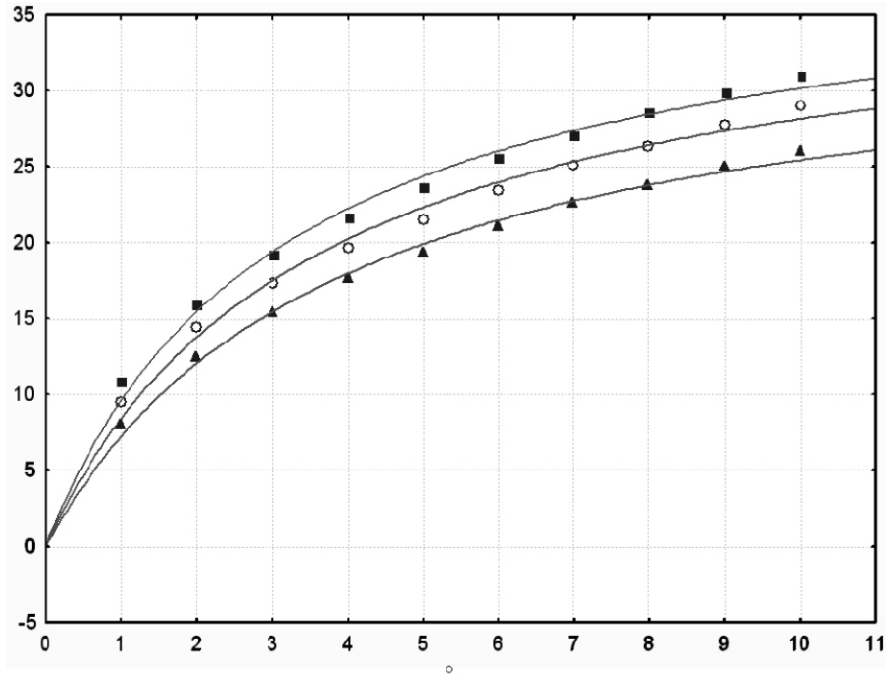
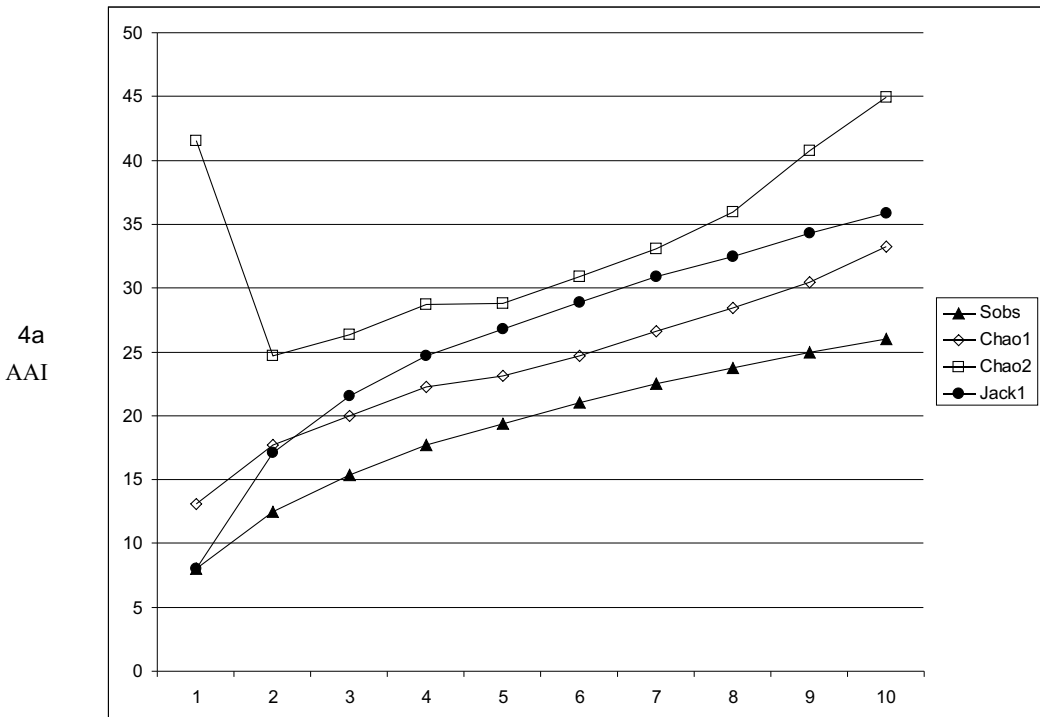
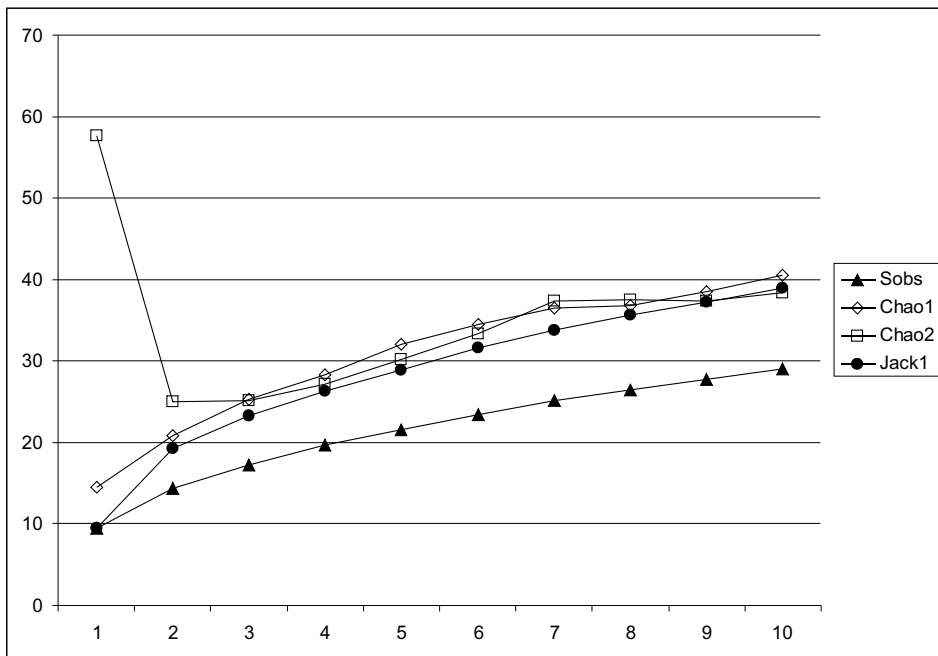


Figura 4. Curvas de estimación de familias de las tres áreas muestreadas obtenidas luego de 100 aleatorizaciones. a) AAI, b) AMI, c) AT



4b
AMI



4c
AT

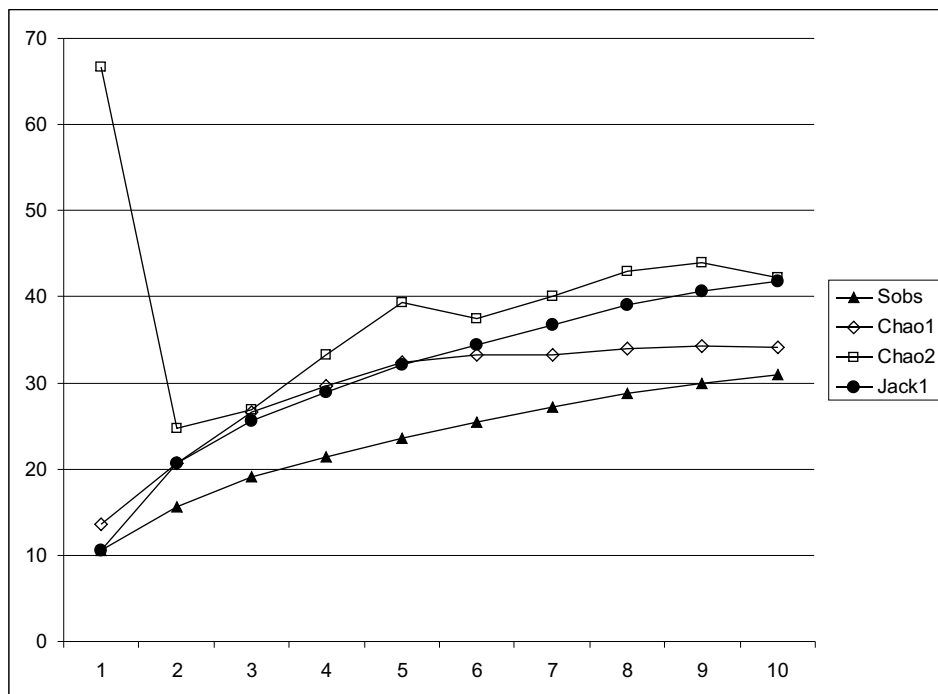


Tabla 2. Resumen mostrando los estimados totales calculados en las tres áreas estudiadas basados en los datos obtenidos de las 10 parcelas de 1 m² muestreadas en cada una, así como la proporción de fauna registrada (q) y el estimado de esfuerzo de muestreo para un 10 % más de fauna registrada ($n_{q+10\%}$). Cada valor de los estimadores representa la media para 100 aleatorizaciones. Familias representadas por sólo un individuo en la muestra (*singletons*). Familias que ocurren en sólo una muestra (*uniques*). Desviación estándar (DE).

	AT	AMI	AAI
Sobs	31	29	26
Total de individuos (N)	297	319	226
% de <i>singletons</i>	25.8	34.48	30.76
% de <i>uniques</i>	38.70	37.93	42.30
Chao1	34.16 (DE=3.74)	40.56 (DE=14.84)	33.25 (DE=10.27)
Chao2	42.17 (DE=11.18)	38.32 (DE=9.73)	44.94 (DE=28.64)
Jackknife1	41.80 (DE=3.98)	38.90 (DE=3.66)	35.90 (DE=4.34)
q	79 %	76 %	74 %
$n_{q+10\%}$	25.1	21.6	19.9

AGRADECIMIENTOS

El Consorcio Ambiental Dominicano (CAD), en la persona de Sésar Rodríguez, financió la expedición al Parque Nacional José del Carmen Ramírez. Luís Gómez Sipión, de la Subsecretaría de Áreas Protegidas y Biodiversidad (SEMARENA) tuvo a su cargo la logística de la expedición. Recibimos el respaldo de un grupo de guardaparques encabezados por Julián Sánchez. Rosa Rodríguez, Museo Nacional de Historia Natural (MNHNSD), trabajó en los muestreos junto a los autores. José D. Hernández Martich (UNIBE) realizó correcciones pertinentes al manuscrito. A todos ellos nuestros agradecimientos.

LITERATURA CITADA

- Beckwith, R.C. y Werner, R.A. 1979. Effects of fire on arthropod distribution. pp 53-55. In Viereck, L.A. and Dyrness, CT (eds) "Ecological effects of the Wickersham Dome fire near Fairbanks, Alaska". (USDA, Forest Service, General Techn. Rep., PNW-90).
- Buffington, J.D. 1967. Soil arthropod populations of the New Jersey Pine Barrens as affected by fire. *Annals of the Entomological Society of America* 60: 530-535.
- Calvo, C. y Viña, N. 1998. Consideraciones sobre el empleo de medidas de heterogeneidad y equitatividad. *Biodiversidad de Cuba Oriental* 4: 99-104.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 256-270.
- Clase, T. y B. Peguero, 2007. Evaluación de los impactos por fuego en los parques nacionales José del Carmen Ramírez y Armando Bermúdez, Cordillera Central, República Dominicana. Informe técnico preparado para The Nature Conservancy (TNC) y Consorcio Ambiental Dominicano, Inc. (CAD).
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 6.01b, User's guide and application: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345: 101-118.
- Escalante E., T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52: 53-56.
- Heltshe, J. Y N. Forrester. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.

- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151-161.
- Koponen, S. 1988. Effect of fire on ground layer invertebrate fauna in birch forest in the Kevo Strict Nature Reserve, Finnish Lapland. *Folia Forestalia* 739: 75-80.
- Koponen, S. 1993. Ground living spiders (Araneae) one year after fire in three subarctic forest types, Quebec (Canada). *Memoirs of the Queensland Museum* 33 (22): 575-578.
- Melic, A. 1999. Entomología y biodiversidad. Sociedad Entomológica Aragonesa. <http://entomologia.rediris.es/sea.html>
- Metz, L.J. y Dindal, D.L. 1980. Effects of fire on soil fauna in North America. pp. 450-459. In Dindal, D.L. (ed) "Soil biology in related to land use practices". *Proceedings of the 7th International Colloquium of Soil Zoology*, Syracuse.
- Sánchez-Ruiz, A. 2001. Efecto de los cambios en el uso del suelo sobre la fauna de arañas, (Arachnida, Araneae) en el macizo montañoso Sagua-Baracoa (Cuba). *AvaCient* 32: 3-12.
- Payette, S., Morneau, C., Sirios, L. y Despont, M. 1989. Recent fire history of the Northern Quebec biomes. *Ecology* 70:656-673.
- Portuondo, E. 2001. Efecto de los cambios en el uso del suelo sobre la fauna de Hymenoptera (Insecta) en los macizos montañosos del oriente de Cuba. Informe final del proyecto "Diversidad biológica de los macizos montañosos Nipe-Sagua-Baracoa y Sierra Maestra". BIOECO, CITMA, Santiago de Cuba, Cuba: 545-551.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.