

## Diversidad alfa y beta de artrópodos epigeos (Arthropoda) en tres sectores sobre la Cordillera Oriental de Colombia

Alpha and beta diversity of epigeal arthropods (Arthropoda) in three sectors on the Eastern Cordillera of Colombia

LUIS A. GONZÁLEZ-MONTAÑA<sup>1,4,5</sup>, WINSTON WILCHES-ÁLVAREZ<sup>2</sup> y CARLOS ROCHA-CAICEDO<sup>3</sup>

**Resumen:** Los artrópodos del suelo son un componente importante de la biota del suelo por su diversidad de especies, función y como herramienta para evaluar el estado de conservación del hábitat. Este estudio evaluó el estado de conservación de tres sectores en un ecosistema de alta montaña (Socha, Tasco y Socotá en Boyacá, Colombia) por medio de la medición de la diversidad alfa y beta del ensamblaje de artrópodos epigeos con referencia hacia Acari y Collembola. Se instalaron trampas de caída siguiendo transectos en cada sector; se midió la diversidad alfa por medio del índice de Berger-Parker y el modelo gamma-binomial para obtener un parámetro  $\alpha$ , que describe el ajuste del ensamblaje a una distribución de abundancias. Se estimó la diversidad de especies por medio de curvas de rarefacción-extrapolación basadas en la cobertura de abundancias y la diversidad beta se midió en sus componentes, reemplazamiento y diferencia de especies. La diversidad alfa no mostró diferencias estadísticas entre sectores, pero con la mayor riqueza de especies en el sector de Socotá. El parámetro  $\alpha$  indicó que el sector Socotá es el mejor conservado; similar a lo obtenido con Acari y Collembola. El reemplazamiento o la diferencia de especies mostró cambios con respecto al sector o grupo taxonómico (Acari o Collembola), explicado por la estructura de la vegetación, erosión y distribución agregada de los artrópodos epigeos. La utilidad de los artrópodos epigeos para evaluar la calidad del hábitat y la partición de la diversidad beta en sus componentes fue analizada.

**Palabras clave:** Reemplazamiento de especies, modelo Gambin, ecosistemas de alta montaña, geomorfología.

**Abstract:** The soil arthropods are an important component of the soil biota for their species diversity, function, and as tool to evaluate the habitat conservation state. The conservation state of three sectors in an ecosystem of high mountain (Socha, Tasco and Socotá in Boyacá, Colombia) was evaluated measuring alpha and beta diversity of epigeal arthropods assemblage in particular Acari and Collembola. Pitfall traps were installed on transects for each sector; the alpha diversity was measured through Berger-Parker index and a gamma-binomial model was used to obtain a parameter  $\alpha$ , which describes the fitting to species abundance distribution. The species diversity estimation was established with coverage-based rarefaction and extrapolation curves, and the beta diversity was measured in species replacement and richness difference. The alpha diversity did not show statistical differences between sectors, but with the highest species richness in the sector of Socotá. The  $\alpha$  parameter indicated that the sector of Socotá is the better conserved; similar to that obtained with Acari and Collembola. The spatial turnover or species richness difference showed changes with respect to the sector and taxonomic group (Acari or Collembola), explained by vegetation structure, erosion, and aggregate distribution of epigeal arthropods. The species replacement did the main contribution to total beta diversity by sectors while in Acari and Collembola the species replacement was highest in Tasco in contrast to the richness difference in Socha and Tasco. The utility of epigeal arthropods to evaluate the soil quality and the partition of the beta diversity in their components was discussed.

**Key words:** Species replacement, Gambin model, high mountain ecosystems, geomorphology.

### Introducción

Los artrópodos del suelo son un componente importante de los ecosistemas por su alta diversidad de especies (Giller 1996) y por su papel en la descomposición de materia orgánica, ciclaje de nutrientes y regulación de las comunidades bióticas dentro o fuera del suelo (Brussaard *et al.* 1997; Hooper *et al.* 2000; Wardle *et al.* 2004; Brussaard 2012). Por lo anterior, los artrópodos edáficos se consideran potenciales indicadores de la calidad del suelo o de algunas de sus propiedades a lo largo de distintos tipos de ecosistemas (Storky Eggleton 1992; Lavelle *et al.* 2006; Gergócs y Hufnagel 2009).

La alta diversidad de especies ha sido explicada principalmente por la heterogeneidad espacial del hábitat en el suelo

que favorece la repartición de recursos y la coexistencia e interacción entre especies (Ettema y Wardle 2002; Wardle 2006). También se puede explicar por la alteración que tienen otros componentes bióticos sobre los artrópodos del suelo, por ejemplo, el tipo y calidad de hojarasca (Wardle *et al.* 2004; Donoso *et al.* 2010).

No obstante, los patrones de diversidad de especies de los artrópodos epigeos, en general, son poco conocidos en ecosistemas de alta montaña. Algunos trabajos han sido dirigidos a establecer patrones de diversidad relacionados con gradientes altitudinales (Olson 1994; Leakey y Proctor 1987; Thomas y Proctor 1997), uso de suelo, estado de conservación y estructura de la vegetación (Garay 1981; Morales y Sarmiento 2002; Cerón y García 2009).

<sup>1</sup> Biólogo, M. Sc. Grupo de Investigación, Grupo de Estudio de Sistemas Andinos, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Avenida Central del Norte, Tunja, Boyacá, Colombia, [insectostropico@gmail.com](mailto:insectostropico@gmail.com), autor de correspondencia. <sup>2</sup> Biólogo, Estudiante de Maestría en Ciencias Biología, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Avenida Central del Norte, Tunja, Boyacá. [w2twister@gmail.com](mailto:w2twister@gmail.com). <sup>3</sup> Profesor Asistente, M. Sc. Grupo de Investigación, Grupo de Estudio de Sistemas Andinos, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Avenida Central del Norte, Tunja, Boyacá, Colombia, [grupogesa@gmail.com](mailto:grupogesa@gmail.com). <sup>4</sup> Estudiante de Doctorado en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia. <sup>5</sup> Museo entomológico UNAB (Universidad Nacional Agronomía Bogotá); Sistemática de Insectos Agronomía; Universidad Nacional de Colombia.

Por medio de experimentos de restauración ecológica, se ha demostrado que los artrópodos epigeos, tienden a presentar una mayor abundancia y riqueza de morfoespecies en bosques que actúan como referencia en tratamientos con vegetación regenerante o plantaciones (Cole *et al.* 2016). De manera similar, al contrastar sitios quemados y no quemados, la diversidad de artrópodos epigeos es mayor en aquellos sin quemados, aunque las respuestas pueden ser diferenciales entre grupos taxonómicos (Vasconcelos *et al.* 2009).

En este trabajo, se evaluó el estado de conservación de tres sectores o localidades de colecta, en sistemas de alta montaña por medio de la medición de la diversidad alfa y beta de las comunidades de artrópodos epigeos y con énfasis en Collembola y Acari, justificado por la alta dominancia, en términos de biomasa (Harding y Stuttard 1974), diversidad de especies (Bardgett y Van der Putten 2014) y por su papel como indicadores biológicos de la calidad del suelo (Maraun y Scheu 2000; Ponge *et al.* 2003).

### Materiales y métodos

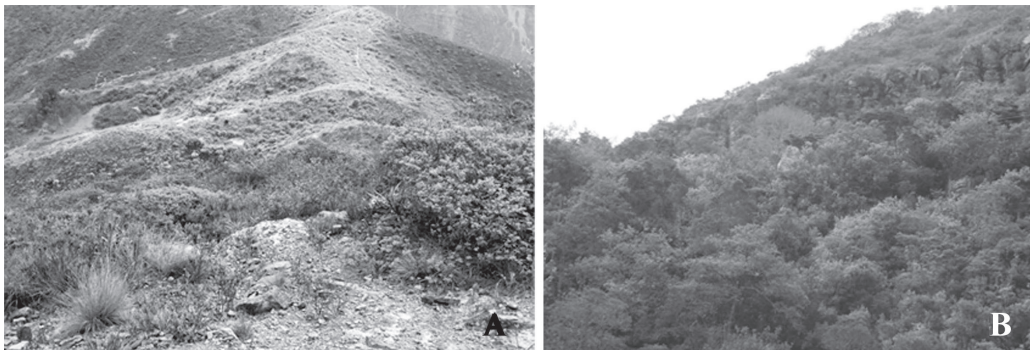
**Sitio de estudio.** Se escogieron tres sectores de laderas, con base en mapas satelitales y de acuerdo a las coberturas vegetales presentes, ubicados sobre la Cordillera Oriental de Colombia, departamento de Boyacá, con una distancia promedio de 12,5 km entre sí, que corresponden a los municipios de Socotá (6°02'46"N y 72°37'20"O) entre 2.850 y 3.230 msnm; Socha (5°58'56"N y 72°46'37"O) entre 2.800 y 3.200 msnm y Tasco (5°52'59"N y 72°46'37"O) con un intervalo altitudinal comprendido entre 2.900 y 3.195 msnm. Los tres sectores pertenecen a la asociación edáfica Pisba, que presenta circos glaciares, escarpes, afloramientos rocosos y distintos procesos erosivos, con pendientes entre 12-25 % y 25-50 %, y forman parte de la unidad geomorfológica glacio-estructural (IGAC 1981; Meneses *et al.* 2006). La precipitación anual varía entre 57,6 y 238,8 mm y la temperatura entre 5,2 y 6,5 °C (Meneses *et al.* 2006).

**Vegetación.** En Socha la cobertura vegetal no es continua y se asocia con eventos de perturbación. Predominan los estratos arbustivo y herbáceo y las especies más abundantes son *Miconia cundinamarcensis* Wurdack, *Symplocos theiformis* (L. f.) Oken, *Miconia squamulosa* Triana, *Morella parvifolia* (Benth.) Parra-Os., *Calamagrostis effusa* (Kunth) Steud., *Agrostis boyacensis* Swallen & García-Barr. y *Chaetolepis*

*microphylla* (Bonpl.) Miq. Por su parte, en Tasco, se presentan pequeños parches con predominio del estrato arbustivo de mayor porte. Las especies más abundantes son *Clethra fimbriata* Kunth, *Pentacalia corymbosa* (Benth.) Cuatrec., *M. squamulosa* y *Bucquetia glutinosa* (L.f.) DC. En Socotá, la matriz de vegetación es continua, con predominio de los estratos arbustivo y herbáceo. Las especies más abundantes son *M. squamulosa*, *C. fimbriata*, *M. parvifolia*, *P. corymbosa*, *Cuphea* sp., *Agrostis* sp., *Cyperus* sp. y *Senecio* sp. La vegetación se clasifica como Páramo y Subpáramo (Meneses *et al.* 2006); y como Bosque Seco Montano Bajo (IGAC 1981; Fig. 1).

**Colecta de artrópodos.** Para cada sector se ubicaron cinco transectos cada 100 m perpendiculares a la pendiente. En cada transecto se instalaron cinco trampas de caída a una distancia de 5 m entre sí (Olson 1994; Ward *et al.* 2001). La estructura de la vegetación puede influir en la eficiencia de las trampas de caída, por ejemplo, en áreas abiertas la probabilidad de captura es mucho mayor que en sitios con vegetación densa (Melbourne 1999). Se asume que la distancia empleada reduce este efecto, al incluir mayor heterogeneidad y contraste entre distintos tipos de hábitats. Para todas las trampas se empleó una solución preservante con etanol al 80 % mezclado con jabón, las cuales se mantuvieron por 48 h en cada uno de los transectos (Gutiérrez-Martínez 2014). Se realizó la separación del material a nivel de morfoespecies (Oliver y Beattie 1996) y la identificación taxonómica por medio de las claves de Triplehorn y Johnson (2005).

**Diversidad alfa.** Para la medición de la diversidad de especies se utilizó el índice de dominancia de Berger-Parker, que describe la importancia relativa de la especie más dominante en un ensamblaje (Magurran 2004). Dado que ha sido probado bajo distintos usos de suelo, con un aumento de su valor desde suelos no perturbados a perturbados, es sugerido como una herramienta en el monitoreo ambiental de ecosistemas de suelo (Caruso *et al.* 2006). Con el fin de estimar y comparar la riqueza de especies, se emplearon curvas de rarefacción y extrapolación basadas en la proporción del número total de individuos que pertenecen a especies presentes en la muestra, "simple coverage" (Chao y Jost 1992), donde la estandarización no se basa en el tamaño de las muestras (Chao y Jost 2012). Para evaluar si hay diferencias significativas o no en la riqueza de especies entre muestras, Chao *et al.* (2014)



**Figura 1.** Aspecto general de los sectores de colecta. Los sectores donde se presenta mayor contraste en la estructura del hábitat son: **A.** Sector correspondiente para Socotá, donde la vegetación es baja y se observa evidencia de procesos erosivos. **B.** Sector para Tasco donde la vegetación tiene porte alto favorecido por la geomorfología del sitio. Boyacá, Colombia.

consideran que, si el 95 % del intervalo de confianza para las curvas generadas no se solapan, las diferencias significativas a nivel del 5 % entre las diversidades esperadas son garantizadas, si las curvas se solapan indica que no hay diferencias en la riqueza de especies esperada entre muestras. La estimación de la riqueza de especies se realizó usando el programa INEXT (Chao y Jost 2012; Colwell *et al.* 2012; Chao *et al.* 2016).

Por último, se evaluó el ajuste del ensamblaje de artrópodos a modelos de abundancias de especies por medio del modelo gamma-binomial (Gambin). La forma de la curva de distribución de abundancias es descrita por un parámetro  $\alpha$ , adecuado para realizar interpretaciones ecológicas (Ugland *et al.* 2007). Éste presenta una reducción de su valor desde áreas conservadas con una distribución log-normal a transformadas con un ajuste a una distribución log-series (Ugland *et al.* 2007; Matthews *et al.* 2014). Para evaluar el ajuste del modelo a los datos se empleó el criterio de información Akaike (AIC), donde un valor bajo indica mejor ajuste. Con el fin de manejar el efecto del tamaño de las muestras, se definieron submuestras de  $n = 400$  para cada sector. Este procedimiento se aplicó para Acari ( $n = 40$ ) y Collembola ( $n = 100$ ) (Matthews *et al.* 2014). El análisis se realizó con el paquete Gambin bajo la plataforma R (Matthews *et al.* 2014; R Core Team 2015).

**Diversidad beta.** Para evaluar el efecto de la distancia geográfica entre puntos de muestreo sobre el ensamblaje de artrópodos, se realizó la prueba de Mantel (Borcard *et al.* 2011) que consiste en la correlación de dos matrices. La primera, matriz de disimilitud para el ensamblaje de artrópodos, se obtuvo por medio del índice de disimilitud de Bray-Curtis, el cual se basa sobre las abundancias de especies; la segunda matriz consiste en la distancia geográfica entre puntos de muestreo basada sobre distancia euclidiana (Legendre y Legendre 1998). Se empleó la correlación de Spearman con 1.000 permutaciones, usando el paquete Vegan (Oksanen 2015) en la plataforma R (R Core Team 2015).

La diversidad beta se estimó de acuerdo con la aproximación de Baselga (2010) y Carvalho *et al.* (2013), donde se realiza la partición de sus componentes: reemplazamiento de especies ( $\beta_{repl}$ ) y diferencia en la riqueza de especies ( $\beta_{dif}$ ), pérdida o ganancia de especies, que puede generar ensamblajes pequeños dentro de ensamblajes más grandes, anidamiento, con la generación de patrones a lo largo de gradientes ambientales (Carvalho *et al.* 2012). Lo anterior se expresa de acuerdo con la siguiente ecuación:  $\beta_{total} = \beta_{repl} + \beta_{dif}$ , donde  $\beta_{total}$  = diversidad beta total es calculada sobre el promedio entre pares de comparaciones de transectos dentro de cada sector (Podani y Schmera 2011; Carvalho *et al.* 2013; Cardoso *et al.* 2014). La diversidad beta total y su partición se estimaron usando el paquete BAT bajo la plataforma R versión 3.1.2 (Cardoso *et al.* 2015).

## Resultados

**Diversidad alfa.** Se recolectaron un total de 2.001 individuos y 455 morfoespecies para los tres sectores, de los cuales Socotá presentó 964 individuos y 166 morfoespecies; Socha, 482 individuos y 142 morfoespecies y Tasco, 555 individuos y 147 morfoespecies. La clase Acari obtuvo la mayor riqueza de especies, y Collembola el grupo con mayor abundancia en los tres sectores (Tabla 1). Otros grupos predominantes

fueron Araneae, Isopoda, Blattariae, Hymenoptera (Formicidae), analizados dentro del ensamblaje de artrópodos. El índice de diversidad de Berger-Parker presentó diferencias significativas entre sectores ( $F = 4,548$ ;  $df = 2$ ;  $P < 0,05$ ) que, en promedio, fue mayor en Socotá (0,3052), comparado con Socha (0,1546) y Tasco (0,1306; Tabla 2).

En la figura 2 se presentan las curvas de rarefacción-extrapolación, basadas sobre coberturas de abundancias para los tres sectores. Socotá con 166 morfoespecies presentó una cobertura del 91 %, mientras que, en Socha y Tasco, la cobertura varió entre 83 y 87 %, y al extrapolar la riqueza, varió entre 90 y 92 %, respectivamente. Las curvas para Socha y Tasco no presentaron diferencias en la riqueza de especies, pero sí, con respecto a la curva de Socotá, donde la riqueza de especies es mayor (Fig. 2).

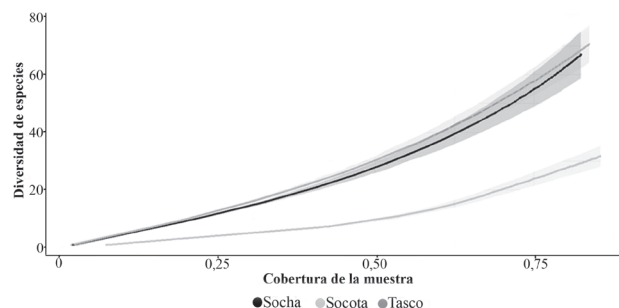
El parámetro  $\alpha$  obtenido a partir de modelos Gambin fue de  $\alpha = 0,458$ , AIC = 243,2 en Socotá;  $\alpha = 0,706$ , AIC=315,6 en Socha, y  $\alpha=0,74$  y AIC=317,2 para Tasco. Los valores altos de  $\alpha$  reflejan una distribución log-series, en áreas transformadas o perturbadas. Al considerar Acari y Collembola, los valores de diversidad (Fig. 3A) y parámetro  $\alpha$  (Fig. 3B), indican que el gradiente de Socotá es el mejor conservado en contraste con los de Socha y Tasco.

**Diversidad beta.** El ensamblaje de especies no mostró correlación con la distancia geográfica en Socha ( $r = -0,0303$ ;  $P = 0,559$ ), Tasco ( $r = -0,24$ ;  $P = 0,812$ ) y Socotá ( $r = 0,06$ ;  $P = 0,472$ ), debido al intervalo estrecho altitudinal considerado en este estudio. La diversidad beta total ( $\beta_{total}$ ) promedio en Socha fue de 0,91, seguido por Socotá (0,88) y Tasco (0,85). A nivel del ensamblaje total de especies, el reemplazamiento de especies realizó la mayor contribución a la  $\beta_{total}$ , que osciló entre 0,48 para Socotá, y 0,61 en Tasco; mientras que la diferencia de especies ( $\beta_{dif}$ ) realizó la menor contribución a  $\beta_{total}$  en los tres sectores (Fig. 4A).

Para el ensamblaje de Acari, el reemplazamiento de especies es el componente más importante en Socotá (0,49) y Tasco (0,53); al contrario de Socha, donde la diferencia de especies es de 0,67. Dentro de Collembola, la diferencia de especies fue representativa para Socotá (0,49) y Socha (0,70), mientras que, en Tasco, la  $\beta_{total}$  fue explicada por el reemplazamiento de especies (0,56; Fig. 4B, C).

## Discusión

Los sectores muestreados mostraron alta riqueza de especies (455 morfoespecies), si se comparan con otros estudios y en intervalos altitudinales similares. Morales y Sarmiento



**Figura 2.** Curvas de rarefacción y extrapolación basadas sobre cobertura de muestra "simple covarege" para los tres sectores muestreados.

**Tabla 1.** Riqueza y abundancia total por orden dentro de cada sector.

Taxón	Socha		Socotá		Tasco	
	Riqueza	Abundancia	Riqueza	Abundancia	Riqueza	Abundancia
Isopoda	1	20	1	106	1	7
Acari	21	43	26	79	22	74
Araneae	20	41	18	44	21	39
Opiliones	6	16	5	21	5	15
Pseudoscorpiones	0	0	2	4	2	2
Scorpiones	1	1	1	3	1	3
Chilopoda	2	4	2	6	0	0
Diplopoda	2	4	4	12	2	5
Collembola	18	109	17	167	22	136
Diplura	1	7	1	5	2	3
Archaeognata	1	6	1	11	1	10
Blattaria	9	67	6	81	5	33
Mantodea	1	1	1	3	1	2
Orthoptera	9	25	8	34	7	17
Phasmatodea	0	0	2	3	4	6
Psocoptera	2	2	0	0	0	0
Thysanoptera	2	3	2	4	3	4
Hemiptera	18	34	19	31	11	18
Coleoptera	10	12	16	24	8	14
Lepidoptera	1	1	0	0	0	0
Hymenoptera	4	29	17	245	17	122
Diptera	13	57	17	81	12	45
Total	142	482	166	964	147	555

(2002) encontraron 74 morfoespecies (con presencia de otros taxones) en un ecosistema de páramo venezolano, entre los 3.300 y 3.800 m de altitud; Smithers y Atkins (2001) colectaron 20,2 especies en promedio por trampa de caída, ubicadas a lo largo de un gradiente entre 3.730 y 4.150 msnm; González *et al.* (2012) hallaron en promedio 104,6 especies en un intervalo de 3.705 a 3.989 msnm. No obstante, en estos estudios existen diferencias en los métodos de colecta, intervalos altitudinales incluidos, factores de perturbación y tipos de hábitat considerados.

Con base en las curvas de rarefacción y extrapolación, se obtuvo un muestreo casi completo en Socha y Tasco. No obstante, la curva de extrapolación y con una muestra de 1,027 individuos indicó una diversidad estimada menor en Socotá en contraste a los demás sectores. Entre los factores que pueden explicar lo anterior se considera, el papel de la estructura del hábitat, por ejemplo, en sectores con vegetación más densa, los métodos de colecta pueden ser menos efectivos, lo cual se refleja en la riqueza observada. Por otra parte, puede ser un efecto debido a la baja intensidad del muestreo que eleva la riqueza extrapolada. Sin embargo, el método empleado al no basarse sobre el tamaño de la muestra (Chao y Jost 2012) puede ser adecuado para realizar comparaciones entre sitios y en estimar la diversidad de grupos taxonómicos en los que se requiere esfuerzos de colecta importantes no obstante, el papel de las especies raras en la estimación de la diversidad de especies.

En bosques secos tropicales, Cabra-García *et al.* (2012) midieron la diversidad alfa y beta para distintos grupos taxonómicos epigeos en un paisaje transformado. Una mayor diversidad alfa se presenta en vegetación nativa que en vegetación muy intervenida (*e.g.* pastizales), diferencias explicadas por la complejidad estructural del hábitat. Un aspecto evaluado en el estudio de Cabra-García *et al.* (2012) fue la correlación trans-taxón de la diversidad alfa y beta, con una correlación alta para la diversidad alfa, explicada por la utilización de métodos similares de colecta. Entre tanto, la correlación para la diversidad beta fue baja como resultado de la alta complejidad paisajística, cuyo significado es la respuesta diferencial de los taxones evaluados al paisaje, donde un gradiente ecológico no se establece claramente (Barlow *et al.* 2007).

La dominancia en riqueza de especies de Acari y Collembola, ha sido ampliamente documentada en otros ecosistemas (Giller 1996; Lavelle 1996), lo cual corresponde a lo hallado en este estudio. Pocos trabajos abordan la diversidad de especies en estos taxones, limitando una discusión acerca de los patrones o tendencias en su diversidad en ecosistemas de alta montaña. Se puede mencionar el trabajo de Díaz *et al.* (1997) quienes en un análisis de la fauna de los páramos de Venezuela producen un listado de 60 especies y corresponde al grupo taxonómico con la mayor diversidad de especies. La anterior cifra no es comparable con el estudio realizado aquí, debido a la baja resolución taxonómica empleada, no inclusión de

otros taxones que se distribuyen en los estratos inferiores del suelo, área geográfica y franja altitudinal.

Como factores que explican la alta dominancia de Collembola y Acari son: las características del suelo y hojarasca, otros componentes no evaluados puede explicar la riqueza observada, *e.g.* estructura de la vegetación (Hansen 2000; Wardle *et al.* 2006; Sousa *et al.* 2006; Lindo y Winchester 2007; Perez *et al.* 2013), como ocurre con otros artrópodos epigeos presentes en la comunidad: Araneae, Isopoda y Coleoptera (Sanderson *et al.* 1995; Pearce *et al.* 2004; Peñaloza *et al.* 2013; Hornung *et al.* 2008). No obstante, la diversidad también puede ser afectada, de manera directa o indirecta, por las interacciones plantas-suelo e interacciones entre plantas y biota del suelo con consecuencias menos conocidas en los ecosistemas de alta montaña (Putten *et al.* 2013).

Los criterios empleados para evaluar la calidad del hábitat, el índice Berger-Parker y el parámetro  $\alpha$ , reflejaron las condiciones de perturbación locales dentro de cada sector sugieren que los cambios en la cobertura de vegetación y los procesos de erosión presentes, de tipo laminar y que caracterizan los sectores muestreados, son los más importantes en los sitios de estudio. El parámetro  $\alpha$  es apropiado para detectar transiciones de áreas perturbadas a no perturbadas, y esto ha sido demostrado para otras comunidades de artrópodos epigeos (Matthews *et al.* 2014). Sin embargo, este parámetro puede fallar en describir la forma de la distribución de abundancias en muestras de tamaño pequeño (Matthews *et al.* 2014). Por ejemplo, el parámetro  $\alpha$  en Acari describe mejor un modelo log-series, mientras que en Collembola se obtiene un modelo log-normal, dado los altos valores para este parámetro. No obstante, el parámetro  $\alpha$  al combinar el efecto del tamaño de la muestra y uso de suelo, puede ser

una herramienta adecuada para evaluar hábitats, y empleado con otros índices de diversidad, en este caso con el índice de Berger-Parker, para comunidades de artrópodos del suelo (Caruso *et al.* 2006).

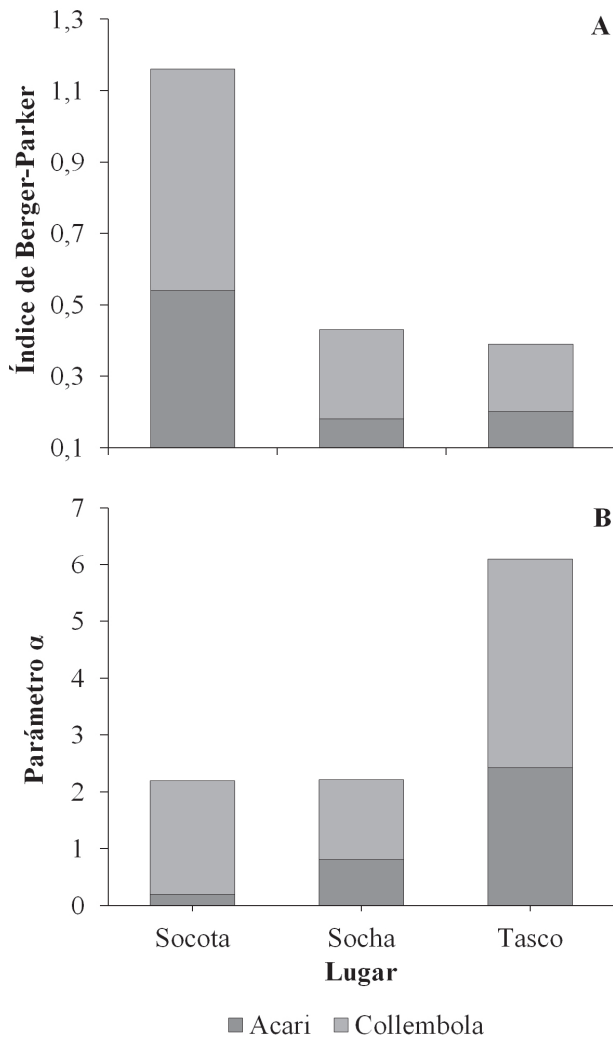
La diversidad beta total alta, a nivel de todo el ensamblaje de artrópodos, con el reemplazamiento de especies como el componente que realizó el mayor aporte, es reportado bajo otros métodos y escalas espaciales (González *et al.* 2012; Cava *et al.* 2013). En este trabajo, el reemplazamiento de especies realizó la mayor contribución a la diversidad beta total, un resultado esperado, al presentar los artrópodos del suelo, en general, una distribución agregada, dada por la disponibilidad espacial de recursos y variación espacial en el suelo (Ettema y Wardle 2002).

El reemplazamiento de especies, obtenido a una escala espacial relativamente pequeña, es notable en este estudio. Boeiro *et al.* (2013), al describir el ensamblaje de escarabajos carábidos, concluyeron que las condiciones locales explicaban el reemplazamiento de especies, lo que destaca variaciones en este componente a escalas espaciales relativamente pequeñas y donde la diferencia de especies puede ser igualmente importante (Carvalho *et al.* 2013; Boeiro *et al.* 2013; Raub *et al.* 2015).

Al contrario del ensamblaje de artrópodos, la diferencia de especies realizó la mayor contribución a la diversidad beta total para Acari y Collembola, cuyos valores soportan el enunciado de un patrón no aleatorio en la riqueza de especies para estos grupos taxonómicos (Fig. 4). Además de la disponibilidad espacial de recursos, cabe resaltar el papel de la pérdida y ganancia entre ensamblajes de especies. Como lo mencionan Lindo *et al.* (2008), el tamaño de los parches de vegetación hasta la estabilidad del hábitat contribuye a la pér-

**Tabla 2.** Descriptores de la diversidad alfa para cada transecto en los tres sectores.

Sectores	Transecto	Abundancia	Especies observadas	Especies raras	Índice de Berger-Parker
Socotá	1	346	64	40	0,63
	2	316	76	50	0,332
	3	102	52	35	0,147
	4	86	41	24	0,151
	5	177	54	29	0,266
	Promedio	205,4	57,4	35,6	0,3052
Socha	1	94	41	31	0,223
	2	43	21	12	0,140
	3	68	27	19	0,176
	4	169	63	37	0,089
	5	110	43	23	0,145
	Promedio	96,8	39	24,4	0,1546
Tasco	1	72	44	30	0,083
	2	151	64	35	0,093
	3	73	34	19	0,205
	4	121	53	31	0,107
	5	139	41	25	0,165
	Promedio	111,2	47,2	28	0,1306

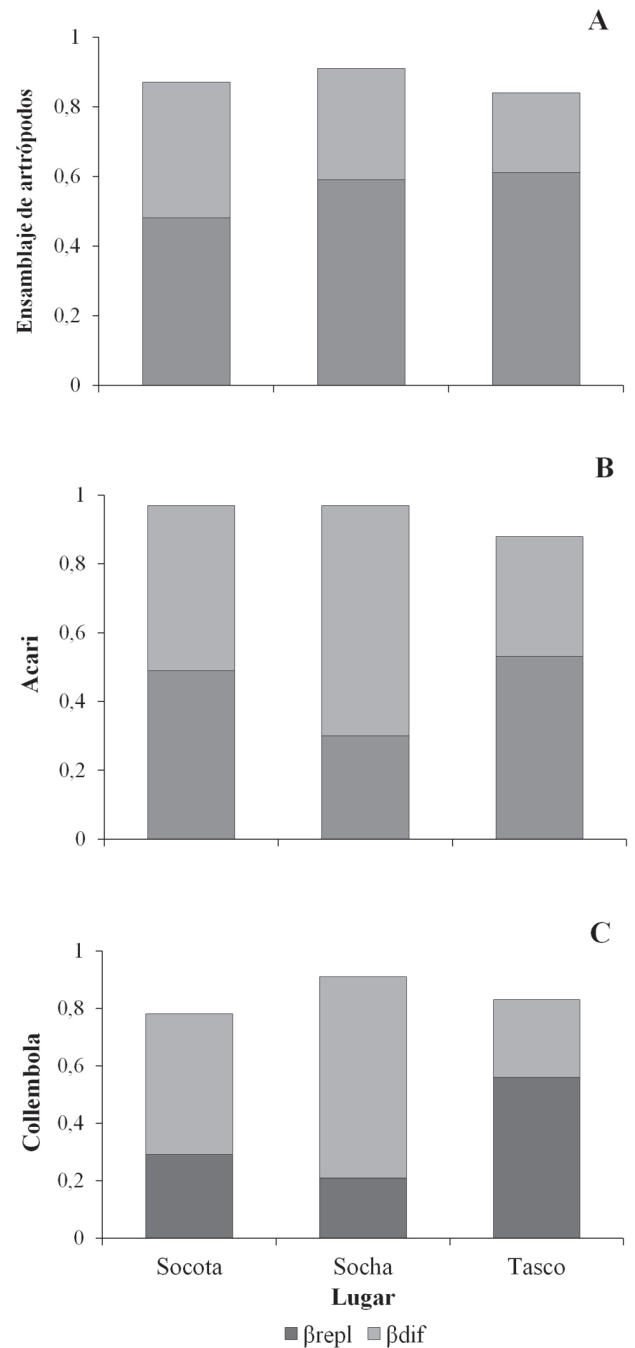


**Figura 3.** Descriptores de la diversidad alfa y parámetro  $\alpha$  (modelo de distribución de abundancias) para los órdenes Acari y Collembola. **A.** Valores para el índice de Berger-Parker. **B.** Valores para el parámetro  $\alpha$ .

dida de especies en el caso de comunidades ácaros. De manera similar, Pérez *et al.* (2013) enuncian que para comunidades de colémbolos cambios en la arquitectura de la vegetación explican cambios en la diferencia de la riqueza de especies.

Altos valores de diversidad beta han sido informados especialmente para Acari (Caruso *et al.* 2007; Lindo *et al.* 2008), siendo la humedad, profundidad del suelo y la heterogeneidad espacial las variables que mejor explican este patrón (Hansen 2000; Lindo *et al.* 2008). En Collembola, por su parte, el tipo de uso de suelo a nivel del paisaje, y los cambios en la vegetación pueden constituir las variables ambientales que condicionan la diversidad beta en los sectores muestreados (Sousa *et al.* 2006; Pérez *et al.* 2013).

En este estudio se sugiere que procesos erosivos y la geomorfología, hacen que la contribución del reemplazamiento o diferencia de especies difiera localmente, ya sea a nivel de taxones o en todo el ensamblaje. El proceso erosivo presente en los sectores muestreados corresponde principalmente al tipo laminar. Las capas superficiales del suelo al ser removidas por escorrentía, ocasionan que la capa orgánica se deposite en láminas a lo largo de la pendiente junto al establecimiento de la vegetación, lo cual puede modular la distribución espacial



**Figura 4.** Contribución del reemplazamiento de especies ( $\beta_{repl}$ ) y diferencia de especies ( $\beta_{dif}$ ) a la diversidad beta total para (A) el ensamblaje de artrópodos, (B) Acari y (C) Collembola.

de los artrópodos del suelo, sin embargo, la evaluación de su efecto real puede presentar dificultades dado que involucra la separación de otros factores relacionados, por ejemplo, propiedades del suelo (Fig. 1).

Según Legendre (2014) la diferencia de especies ( $\beta_{dif}$ ) refleja la riqueza que puede contener una comunidad. De acuerdo con lo anterior, una condición fragmentada de la vegetación, al limitar la capacidad de dispersión de las especies, puede promover este componente de la diversidad beta total (Lindo y Winchester 2007; Calderón-Patrón *et al.* 2013). Por otra parte, puede ser resultado de una alta proporción de especies raras, donde la probabilidad de pérdida de especies

puede ser mayor a lo largo de un gradiente ambiental (Lindo y Winchester 2007; Matthews *et al.* 2014).

### Conclusiones

En este estudio, el contraste de métodos para la medición de la diversidad alfa y beta, permite realizar evaluaciones rápidas del estado de conservación del hábitat, más aun, cuando son aplicados a grupos taxonómicos sensibles a factores estresantes como son los Acari y Collembola. El parámetro  $\alpha$  es una herramienta práctica en planes de conservación, aunque puede ser afectado por el tamaño de la muestra y puede ser trabajado junto a otros índices, ya probados experimentalmente, en este caso, el índice de Berger-Parker. Los sectores muestreados se caracterizan por presentar poca cobertura vegetal y suelos erosionados, no obstante, la diversidad de especies es alta, si se contrasta con trabajos en hábitats con suelos mejor establecidos. Sin embargo, trabajos de diversidad en sistema de alta montaña, son relativamente escasos o realizados bajo otros métodos no comparables, y no menos, el conocimiento de los procesos detrás de esta diversidad de especies. El método empleado para medir la diversidad beta, destaca cómo el ensamblaje de artrópodos epigeos es afectado por factores que actúan a una escala pequeña, y otros poco considerados como la erosión o la geomorfología que modulan la distribución de la riqueza de especies. En términos de conservación, la diversidad beta, sugiere cómo la riqueza de especies responde a cambios en el hábitat, con valores más bajos en sistemas intervenidos, y que se reflejan en el reemplazamiento y diferencia en la riqueza de especies. Se sugiere contrastar experimentalmente distintos tipos de uso de suelo o a lo largo de un gradiente de perturbación con el fin de poder reconocer las causas que pueden explicar la contribución de la diferencia en la riqueza de especies y como ello modula las comunidades de artrópodos epigeos.

### Agradecimientos

A Carolina Camargo B. y Laura Ortega por sus comentarios al manuscrito. A Carolina Acevedo por su colaboración en el trabajo de campo y habitantes de los Municipios de Socotá, Socha y Tasco. A la Dirección de Investigación DIN-UPTC. El presente artículo es resultado del convenio de cooperación número 13-12.092-080CE entre el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos “Alexander von Humboldt” y la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, proyecto “Estudio biótico para la delimitación del complejo de páramos Pisba-Boyacá”. Un agradecimiento especial a los evaluadores anónimos por las sugerencias hechas al manuscrito.

### Literatura citada

- BARDGETT, R.; VAN DER PUTTEN, W. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515 (7528): 505-511.
- BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19 (1): 134-143.
- BOIEIRO, M.; CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P.; AGUIAR, C. A.; RÉGO, C.; E SILVA, I.; AMORIM, I.; PEREIRA, F.; AZEVEDO, E.; BORGES, P.; SERRANO, A. 2013. Spatial factors play a major role as determinants of endemic ground beetle beta diversity of Madeira Island. *Laurisilva* 8 (5): e64591.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. 2011. Numerical ecology with R. Springer Science & Business Media. 306 p.
- BRUSSAARD, L.; BEHAN-PELLETIER, V.; BIGNELL, D.; BROWN, V.; DIDDEN, W.; FOLGARAIT, P.; FRAGOSO, C.; WALL, D.; GUPTA, V.; HATTORI, T.; HAWKSWORTH, D.; KLOPATEK, C.; LAVELLE, P.; MALLOCH, D.; RUSEK, J.; SÖDERSTRÖM, B.; TIEDJE, J.; VIRGINIA, R. 1997. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil 8 (26): 563-570.
- BRUSSAARD, L. 2012. Ecosystem services provided by the soil biota. pp. 45-58. In: Wall, D; Bardgett, R. (Eds.). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press. Reino Unido. 406 p.
- CALDERÓN-PATRÓN, J. M.; MORENO, C. E.; PINEDA-LÓPEZ, R.; SÁNCHEZ-ROJAS, G.; ZURIA, I. 2013. Vertebrate dissimilarity due to turnover and richness differences in a highly beta-diverse region: the role of spatial grain size, dispersal ability and distance. *PLoS One* 8 (12): 82905.
- CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P.; GOMES, P. 2012. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography* 21 (7): 760-771.
- CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P.; BORGES, P. A.; SCHMERA, D.; PODANI, J. 2013. Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: a theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos* 122 (6): 825-834.
- CAVA, M. B.; CORRONCA, J. A.; ECHEVERRÍA, A. J. 2013. Alpha and beta arthropods diversity from the different environments of Parque Nacional Los Cardones, Salta, Argentina. *International Journal of Tropical Biology and Conservation* 61 (4): 1785-1798.
- COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S. Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L.; LONGINO, J. T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5 (1): 3-21.
- CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C.; FORTELIUS, M.; BORGES, P. A.; PODANI, J.; SCHMERA, D. 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography* 41 (4): 749-761.
- CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C. 2015. BAT—Biodiversity assessment tools, an R package for the measurement and estimation of alpha and beta taxon, phylogenetic and functional diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 6 (2): 232-236.
- CARUSO, T.; PIGINO, G.; BERNINI, F.; BARGAGLI, R.; MIGLIORINI, M. 2006. The Berger–Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: a case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. pp. 35-43. In: *Biodiversity and Conservation in Europe*. Springer Países Bajos. 438 p.
- CERÓN, P.; GARCÍA, H. 2009. Propiedades del suelo en bosque y pajonal; reserva natural Pueblo Viejo, Nariño, Colombia. *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica* 12 (1): 113-120.
- CHAO, A.; LEE, S.-M. 1992. Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87: 210-217.
- CHAO, A.; JOST, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93 (12): 2533-2547.
- CHAO, A.; GOTELLI, N.; HSIEH, T. C.; SANDER, E. L.; MA, K. H.; COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a unified framework for sampling and estimation in biodiversity studies. *Ecological Monographs* 84 (1): 45-67.
- CHAO, A.; MA, K. H.; HSIEH, T. C. 2016. iNEXT (Interpolation and Extrapolation) Online: Software for interpolation and extrapolation of species diversity. Program and user's guide published at <http://chao.stat.nthu.edu.tw>. [Fecha revisión: 10 diciembre 2016].

- DÍAZ, A.; PEFAUR, J. E.; DURANT, P. 1997. Ecology of South American paramos with emphasis on the fauna of the Venezuelan paramos. pp. 263-310. In: Wielgolaski, F. (Eds.). Polar and Alpine Tundra, Ecosystem of the World 3. Elsevier. Amsterdam. 920 p.
- DONOSO, D. A.; JOHNSTON, M. K.; KASPARI, M. 2010. Trees as templates for tropical litter arthropod diversity. *Oecologia* 164 (1): 201-211.
- ETTEMA, C. H.; WARDLE, D. A. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 17 (4): 177-183.
- GARAY, I. 1981. Le peuplement de microarthropodes dans la latiere sur pied de *Espeletia lutescens* et *Espeletia timotensis*. *Revue d'Ecologie et Biologie du Sol* 18 (2): 209-219.
- GERGÓCS, V.; HUFNAGEL, L. 2009. Application of oribatid mites as indicators (Review). *Applied Ecology and Environmental Research* 7 (1): 79-98.
- GILLER, P. S. 1996. The diversity of soil communities, the 'poor man's tropical rainforest'. *Biodiversity and Conservation* 5 (2): 135-168.
- GONZÁLEZ, A.; CORRONCA, J.; ARROYO, N. 2012. Differences in alpha and beta diversities of epigeous arthropod assemblages in two ecoregions of northwestern Argentina. *Zoological Studies* 51 (8):1367-1379.
- GUTIÉRREZ-MARTÍNEZ, P. 2014. Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) del bosque tropical lluvioso de la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes, Costa Rica. *Entomotropica* 29 (2): 69-76.
- HANSEN, R. A. 2000. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. *Ecology* 81 (4): 1120-1132.
- HARDING, D.; STUTTARD, R. 1974. Microarthropods, pp. 489-532. In: Dickinson, G; Pough, C. (Eds.). *Biology of plant litter decomposition Vol 2*. Academic Press. Londres. 775 p.
- HOOPER, D. U.; BIGNELL, D. E.; BROWN, V. K.; BRUSSARD, L.; DANGERFIELD, M.; WALL, D.; WARDLE, D.; COLEMAN, D.; GILLER, K.; LAVELLE, P.; VAN DER PUTTEN, W.; DE RUITER, P.; RUSEK, J.; SILVER, W.; TUEDJE, J.; WOLTERS, V. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. *Bioscience* 50 (12): 1049-1061.
- HORNUNG, E.; VILISICS, F.; SÓLYMOS, P. 2008. Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. pp. 1-13. In: Zimmer, M; Charfi-Cheikhrouha, F; Taiti, S. (Eds.). *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology*, ISTIB-7. Shaker Verlag, Aachen. Alemania. 195 p.
- INSTITUTO GEOGRÁFICO "AGUSTIN CODAZZI" IGAC. 1981. Estudio general de suelos de los municipios de Chita, Jericó, Socotá, Socha, Tasco, Gameza, Mongua, Pajarito, Labranzagrande, Pisba y Paya. Ministerio de Hacienda y Crédito Público. Bogotá. 297 p.
- LAVELLE, P. 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* 33: 1-16.
- LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42: 3-15.
- LEAKEY, R. J. G.; PROCTOR, J. 1987. Invertebrates in the litter and soil at a range of altitudes on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah. *Journal of Tropical Ecology* 3 (2): 119-129.
- LEGENDRE, P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23 (11): 1324-1334.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier. Amsterdam. Países Bajos. 853 p.
- LINDO, Z.; WINCHESTER, N. N. 2007. Oribatid mite communities and foliar litter decomposition in canopy suspended soils and forest floor habitats of western redcedar forests, Vancouver Island, Canada. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (11): 2957-2966.
- LINDO, Z.; WINCHESTER, N. N.; DIDHAM, R. K. 2008. Nested patterns of community assembly in the colonization of artificial canopy habitats by oribatid mites. *Oikos* 117 (12): 1856-1864.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. EEUU. 256 p.
- MARAUN, M.; SCHEU, S. 2000. The structure of oribatid mite communities (Acari, Oribatida): patterns, mechanisms and implications for future research. *Ecography* 23 (3): 374-382.
- MATTHEWS, T. J.; BORREGAARD, M. K.; UGLAND, K. I.; BORGES, P. A.; RIGAL, F.; CARDOSO, P.; WHITTAKER, R. J. 2014. The gambin model provides a superior fit to species abundance distributions with a single free parameter: evidence, implementation and interpretation. *Ecography* 37 (10): 1002-1011.
- MELBOURNE, B. A. 1999. Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology* 24 (3): 228-239.
- MENESES, L.; VELASCO, L.; VELASCO, P.; RIVERA, H. 2006. Plan de manejo Parque Nacional Natural Pisba. Parques Nacionales Naturales de Colombia. 313 p.
- MORALES, J.; SARMIENTO, L. 2002. Dinámica de los macroinvertebrados edáficos y su relación con la vegetación en una sucesión secundaria en el páramo venezolano. *Ecotropicos* 15 (1): 99-110.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. 2015. Package 'Vegan'. *Community Ecology Package in R*. 39 p.
- OLIVER, I.; BEATTIE, A. J. 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10 (1): 99-109.
- OLSON, D. M. 1994. The distribution of leaf litter invertebrates along a Neotropical altitudinal gradient. *Journal of tropical Ecology* 10 (2): 129-150.
- PEARCE, J. L.; VENIER, L. A.; ECCLES, G.; PEDLAR, J.; MCKENNEY, D. 2004. Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity & Conservation* 13 (7): 1305-1334.
- PEÑALOZA, O. A.; CORRONCA, J.; BALZARINI, M. 2013. Descripción de artrópodos epigeos en dos ambientes del Parque Nacional Talampaya, La Rioja, Argentina. *UNLaR Ciencia* 13 (3): 17-23.
- PÉREZ, G.; DECAËNS, T.; DUJARDIN, G.; AKPA-VINCESLAS, M.; LANGLOIS, E.; CHAUVAT, M. 2013. Response of collembolan assemblages to plant species successional gradient. *Pedobiologia* 56 (4): 169-177.
- PODANI, J.; SCHMERA, D. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* 120 (11): 1625-1638.
- PONGE, J. F.; GILLET, S.; DUBS, F.; FEDOROFF, E.; HAESE, L.; SOUSA, J. P.; LAVELLE, P. 2003. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biology and Biochemistry* 35 (6): 813-826.
- PUTTEN, W. H.; BARDGETT, R. D.; BEVER, J. D.; BEZEMER, T. M.; CASPER, B. B.; FUKAMI, T.; KARDOL, P.; KLIROMOS, J.; KULMATISKI, A.; SCHWEITZER, J.; SUDING, K.; VAN DE VOORDE, T.; WARDLE, D. A. 2013. Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology* 101 (2): 265-276.
- R CORE TEAM. 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAUB, F.; HÖFER, H.; SCHEUERMANN, L.; DE BRITTEZ, R. M.; BRANDL, R. 2015. Conserving landscape structure-conclusions from partitioning of spider diversity in southern Atlantic forests of Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 50 (3):1-17.



- SANDERSON, R. A.; RUSHTON, S. P.; CHERRILL, A. J.; BYRNE, J. P. 1995. Soil, vegetation and space: an analysis of their effects on the invertebrate communities of a moorland in north-east England. *Journal of Applied Ecology* 32 (3): 506-518.
- SMITHERS, P.; ATKINS, N. 2001. Altitudinal variation in páramo invertebrate communities on Volcán Chiles, with particular reference to Carabidae (Coleoptera). pp. 145-151. In: Ramsay, P. (Ed.). *The ecology of Volcán Chiles: high-altitude ecosystems on the Ecuador-Colombia border*. Pebble & Shell. Plymouth. 217 p.
- SOUSA, J.; BOLGER, T.; DA GAMA, M.; LUKKARI, T.; PONGE, J.; SIMÓN, C.; TRASER, G.; VANBERGEN, A.; BRENNAN, A.; DUBS, F.; IVITIS, E.; KEATING, A.; STOFER, S.; WATT, A. 2006. Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: a pan European study. *Pedobiologia* 50 (2): 147-156.
- STORK, N. E.; EGGLETON, P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7 (1-2): 38-47.
- THOMAS, L.; PROCTOR, J. 1997. Invertebrates in the litter and soil on the ultramafic Mount Giting-Giting, Philippines. *Journal of Tropical Ecology* 13 (01): 125-131.
- TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. 2005. *Borror and DeLong's introduction to the study of insects*. Thomson Brooks-Cole. Belmont, CA. 864 p.
- UGLAND, K. I.; LAMBSHEAD, P. J. D.; MCGILL, B.; GRAY, J. S.; O'DEA, N.; LADLE, R. J.; WHITTAKER, R. J. 2007. Modelling dimensionality in species abundance distributions: description and evaluation of the gambin model. *Evolutionary Ecology Research* 9 (2): 313-324.
- WARD, D. F.; NEW, T. R.; YEN, A. L. 2001. Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. *Journal of Insect Conservation* 5 (1): 47-53.
- WARDLE, D. A. 2006. The influence of biotic interactions on soil biodiversity. *Ecology Letters* 9 (7): 870-886.
- WARDLE, D. A.; BARDGETT, R. D.; KLIRONOMOS, J. N.; SETÄLÄ, H.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WALL, D. H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1634.
- WARDLE, D. A.; YEATES, G. W.; BARKER, G. M.; BONNER, K. I. 2006. The influence of plant litter diversity on decomposer abundance and diversity. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (5): 1052-1062.

Recibido: 24-abr-2016 • Aceptado: 22-jul-2017

Citación sugerida:

GONZÁLEZ-MONTAÑA, L. A.; WILCHES-ÁLVAREZ, W.; ROCHA-CAICEDO, C. 2017. Diversidad alfa y beta de artrópodos epigeos (Arthropoda) en tres sectores sobre la Cordillera Oriental de Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 43 (2): 292-300. Julio - Diciembre 2017. ISSN: 0120-0488.