

Macroinvertebrados del mantillo en sistemas silvopastoriles del bosque húmedo premontano en Colombia

Macroinvertebrates of the mulch in silvopastoral system of the humid premontane forest in Colombia

Pablo F. Chará Ospina¹, Mario J. Gómez-Martínez^{2,4}, Vilma A. Holguín^{3,4} y Jairo Mora-Delgado^{3,4}

¹Fedegan, Proyecto Ganadería Colombiana Sostenible; ²Departamento de Producción y Sanidad Vegetal, Universidad del Tolima; ³Departamento de Producción Pecuaria, Universidad del Tolima;

⁴Grupo de Investigación Sistemas Agroforestales Pecuarios. Universidad del Tolima
pablofchara@hotmail.com

Resumen

Los sistemas agroforestales han sido planteados como posibles estrategias de mitigación de la fragmentación y la pérdida de hábitat para la conservación de la biodiversidad. Específicamente los sistemas silvopastoriles (SSP) proporcionan beneficios como mejoramiento del suelo, producción de sombra y provisión de hábitat y conectividad para la fauna. El objetivo de este trabajo fue identificar los macroinvertebrados que se encuentran en un SSP intensivo (SSPi) y banco forrajero (BF), establecidos con *Tithonia diversifolia*, los cuales fueron capturados en la hojarasca dentro de los sistemas estudiados. Se registró un total de 384 individuos pertenecientes a 21 familias y 18 órdenes, con una predominancia de los individuos en el sistema BF. Sin embargo, tenemos que el arreglo BF alberga menor diversidad de macroinvertebrado que el SSPi.

Palabras clave: macroinvertebrado, Bioindicador, hojarasca, taxón.

Abstract

The agroforestry systems are possible strategies that allow mitigating the fragmentation and loss of habitat for biodiversity conservation. Specifically, the silvopastoral systems provide benefits such as soil improvement, shadow production, habitat provision and connectivity for wildlife. The objective of this project was to identify the macroinvertebrates that can be found in an intensive silvopastoral system (ISS) and fodder bank (FB), established with *Tithonia diversifolia*, which were captured in the dead leaves of studied silvo-pastoral systems. A total of 384 individuals belonging to 21 families and 18 orders were registered: with a predominant existence of individuals in the FB system. However, we have found that the FB array harbors less diversity of macroinvertebrates than the ISS.

Keywords: macroinvertebrate, Bioindicator, dead leaves, taxon.

Introducción

Los sistemas agroforestales han sido planteados como posibles estrategias de mitigación de la fragmentación y la pérdida de hábitat para la conservación de la biodiversidad en matrices fragmentadas. Específicamente los sistemas silvopastoriles (SSP) proporcionan beneficios como: mejoramiento del suelo, producción de sombra, forraje, frutas y madera y provisión de hábitat y conectividad para la fauna (Betancourt et al., 2003; Dagang y Nair, 2003; Esquivel et al., 2003; Harvey et ál., 2003; Villacís et al., 2003; Chacón y Harvey, 2006; Verdecia et al., 2014).

El estudio de las comunidades de macroinvertebrados abarca innumerables aspectos, los cuales permiten conocer la dinámica de las diferentes poblaciones y comunidades en relación con su medio ambiente, para predecir cambios que podrían ocurrir en el agro ecosistema como consecuencia de las alteraciones en la calidad de las condiciones ambientales (Díaz, 2010), por la intensificación en el manejo de los sistemas productivos.

La macrofauna se compone principalmente de lombrices de tierra, escarabajos, termitas, hormigas, milpiés, arañas, caracoles y babosas. Estos organismos ayudan a integrar los residuos en el suelo y mejorar la estructura del suelo, la porosidad, la infiltración de agua y el flujo a través de la creación de madrigueras, ingestión y secreciones. La incorporación natural de los residuos orgánicos desde la superficie del suelo a sus capas más profundas, por la macrofauna del suelo, es un proceso lento. La actividad de los microorganismos está regulada por la

actividad de la macrofauna, ya que estos últimos les proporcionan alimentos y aire a través de sus actividades de bioturbación. De esta manera, los nutrientes se liberan lentamente y pueden proporcionar nutrientes al cultivo durante un período más largo (Bot y Benítez, 2005).

Para poder evaluar la biodiversidad de una zona o población, es necesario utilizar índices ecológicos que ayuden a comprender la situación de biodiversidad para cada muestreo así como los diversos conceptos y métricas con pautas claras, sobre las cuáles se pueda tomar decisiones sobre métricas que sean las más útiles (Marrungan y MvGill, 2011). Estos índices presentan la diversidad de los puntos de muestreo considerando las variaciones de abundancia y riqueza; si bien los índices corresponden a caracterizaciones similares de la diversidad, presentan relevancia informativa en tanto entreguen información directa asociados a diversidad, pero lo más importante es tener conocimiento sobre las bases conceptuales de la evaluación de la biodiversidad (Moreno, 2019). Según Cabrera (2012), se han utilizado un grupo variable de organismos para predecir el estado del suelo a partir de sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

Muchos macroinvertebrados son muy importantes en la transformación de las propiedades del suelo, pues actúan como generadores de poros para la infiltración de agua y mineralización de la materia orgánica (Martín y Rivera, 2004). Parte de los macroinvertebrados actúan en la trituración de los restos vegetales y otros funcionan como depredadores de animales vivos de la macrofauna.

Según Díaz (2009), hay reportes que demuestran que las condiciones de humedad,

baja luminosidad y manto de hojarasca que brindan las coberturas de sombrío generan un microclima ideal para el desarrollo de fauna edáfica; así este autor reportó el mayor número de macroinvertebrados colectados en un relicto de bosque, donde las clases Hymenoptera, Arácnida y Diplopoda representaron el 75%, comparado con un cafetal a libre exposición solar donde se destacaron las clases Coleoptera y Arácnida en un 43%; este estudio explica las diferencias vía cantidad y tasa de descomposición de la hojarasca bajo diferentes tipos de cobertura del suelo.

En ese sentido, la descomposición de la hojarasca es importante para los procesos vitales y las relaciones tróficas que se realizan en los suelos, de esta dependen los ciclos bioquímicos y las transformaciones de la materia orgánica en los ecosistemas. Además, el índice de descomposición de la hojarasca no depende solo de los factores ambientales, como la temperatura y precipitación y la tasa de descomponedores, sino que depende también de la interacción de todos estos factores (Torres, 2010).

Sánchez, et al., (2008) señalan que la hojarasca constituye la vía principal de entrada de nutrientes al suelo y es uno de los puntos clave del reciclaje de la materia orgánica y de los nutrientes. Al respecto, Crespo y Pérez (1999), definen como hojarasca a la acumulación de residuos vegetales (hojas y tallos), sobre la superficie del suelo y contribuye de forma significativa con el flujo de nutrientes y la energía, así como con las reservas húmicas del suelo (Gómez, 2015; Partey et al., 2011). La biota del suelo constituye una fracción primordial de la biodiversidad terrestre, la mayoría de la energía capturada por la vegetación se utiliza por la biota para una serie de funciones esenciales de la integridad y

productividad del sistema (Martin y Lavelle, 1992).

Esta biota del suelo puede caracterizarse mediante la cuantificación de la riqueza específica y la abundancia relativa de especies o estructura de la comunidad. La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Moreno, 2001; Mangurran, 2004). La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que nos permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad. Esto es posible únicamente para ciertas taxas bien conocidas y de manera puntual en tiempo y en espacio. La mayoría de las veces tenemos que recurrir a índices de riqueza específica obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad (Moreno, 2001).

La riqueza específica puede evaluarse mediante índices, rarefacción, funciones de acumulación de especies y métodos no paramétricos de estimación (Márquez, 2013). Además, con estas curvas se puede estimar el número de taxones esperado en función del número acumulativo de muestras y obtener por extrapolación los valores asintóticos del inventario (Moreno, 2001, Colwell y Coddington, 1994; Soberón y Llorente, 1993). Tal información permite tomar decisiones para mejorar el esfuerzo de muestreo, si se quiere lograr una caracterización más precisa de la diversidad por hábitas (Moreno y Halffter, 2000).

No obstante, la premisa que asume que ningún inventario taxonómico exhaustivo es completo, induce a los ecólogos a buscar métodos de estimación y extrapolación de la riqueza de especies basados en muestreos cuantitativos,

especialmente diseñados para grupos faunísticos hiperdiversos como insectos, arácnidos, nemátodos, hongos y microorganismos (Colwell y Coddington, 1994). Así, el objetivo común de todos estos métodos es conocer los ensamblajes de las poblaciones en determinados ecosistemas y alcanzar la asíntota de los datos en la curva de acumulación, de modo que el número total de especies de la zona de muestreo quede registrado en el inventario (Márquez, 2013). En este sentido, el objetivo de este trabajo fue identificar los macroinvertebrados que se encuentren en un sistema silvopastoril intensivo y banco forrajero, establecidos con Botón de Oro *Tithonia diversifolia* y su asociación con características del componente leñoso en los periodos secos y de lluvia.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se seleccionaron tres predios ubicados en la vertiente occidental de la Cordillera central, en los municipios de Ulloa (Valle del Cauca) a 4° 40' N 75° 46' O y 1.400 msnm; Filandia (Quindío) a 4° 39' N 75° 40' O y 1.600 msnm; Pereira (Risalda) a 4° 43' N 75° 40' O y 1.659 msnm y un predio ubicado la vertiente oriental de la cordillera central en el municipio de Ibagué (Tolima) ubicado a 4°26' N 75° 12' O y 1.400 msnm.

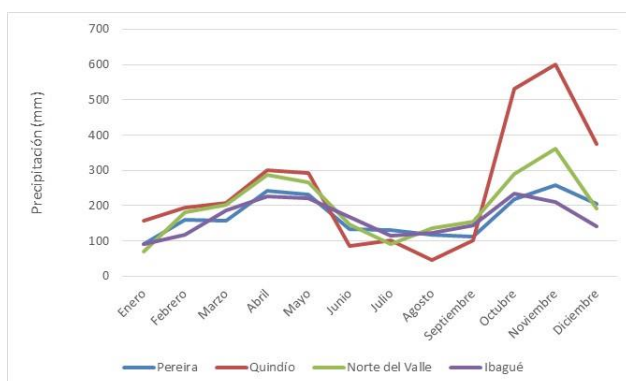


Figura 1. Precipitación típica de la zona de estudio en el año 2014. Fuente: IDEAM, 2014

Los predios están ubicados en zonas con régimen de precipitación bimodal de alrededor de 1900 y 2000 mm anuales (Figura 1), la temperatura oscila entre 18 y 23°C y la humedad relativa entre 80 y 90%, en una zona de vida de Bosque Húmedo Premontano (Holdridge, 1967).

En cada uno de los predios seleccionados se encuentran establecidos dos sistemas de producción de forraje para la alimentación de bovinos: un sistema silvopastoril intensivo (SSPi) de ramoneo, donde el Botón de Oro (*Tithonia diversifolia*) fue sembrado a 50 cm entre plantas y 3 m entre surcos, para una población de 6.666 plantas ha⁻¹, en asocio con pasto estrella (*Cynodon plectostachyus*) y un banco forrajero (BF) para corte y acarreo con una densidad de siembra de 0,5 m entre plantas y un metro entre surcos, para una densidad de 20.000 arbustos ha⁻¹; el forraje cosechado se destina para suplementar el ganado en la canoa.

Monitoreo de macroinvertebrados

En los mismos 5 sitios delimitados por el marco, donde se realizó el muestreo de hojarasca, se procedió a capturar los macroinvertebrados de manera manual (con pinzas o frasco aspirador) que se encontraban sobre la superficie del suelo y entre la hojarasca recogida. Los organismos capturados se llevaron a tubos de ensayo plásticos con formol al 10% para su limpieza, posteriormente se determinaron y depositaron en envases plásticos con alcohol al 75%, debidamente marcados y rotulados para identificar la fecha y el sitio de captura según el protocolo de Gamboa et al. (2010).

Para describir las comunidades de macroinvertebrados en los dos arreglos

silvopastoriles se recurrió a técnicas estadísticas, como por ejemplo la ordenación, ejercicio que constituye un método estadístico que organiza las comunidades según la composición de taxones y la abundancia relativa (Begon et al., 1996). Con ello, el conocimiento y clasificación de la composición faunística de una comunidad permite la comparación entre diferentes hábitats (Begon et al., 1996). De hecho, solo la ordenación en tablas de

frecuencia ya constituye un ejercicio estadístico que denota diferencias entre los arreglos silvopastoriles analizados en este estudio. Los patrones de abundancia y uniformidad de los taxones entre hábitat fueron comparados empleando curvas de rango-abundancia. Los indicadores de riqueza y equidad calculados son los que se explican en la Tabla 1.

Tabla 1. Indicadores de riqueza y equidad calculados en el estudio

Clasificación	Índice	Algoritmo	Explicación
Estructura-dominancia	Shannon-Wiener	$(H') H' = - \sum p_i \ln p_i$	Donde p_i es la proporción (o abundancia relativa) de cada especie en cada parcela y \ln es el logaritmo natural (base "e" = 2.7182...).
Estructura-Equidad	Simpson	$(D) = \frac{\sum (n_i(n_i - 1))}{(N(N - 1))}$	n_i = el número de individuos de la especie y N = el número total. El índice de Simpson generalmente se expresa como $1-D$ o $1/D$.
Riqueza	Dominancia	$1-D$	D es el índice de Simpson.
Riqueza	Equitatividad	$(E) E = H' / H'_{\max}$	$H'_{\max} = \ln S$; donde S es el número total de especies registradas en la muestra y N es el número de individuos en la muestra.
Riqueza	Margalef	$D_{mg} = S-1/\ln N$	S = número de taxas. N = número total de individuos.

Los análisis de frecuencia y coeficientes de correlación fueron realizados usando el paquete estadístico Infostat (Di Rienzo et al., 2008).

Resultados

Se registró un total de 384 individuos pertenecientes a 22 familias y 13 órdenes, con una predominancia de los individuos en el

sistema BF. Como se puede observar en la Tabla 2 las familias Miridae, Formicidae y Nymphalidae, son las que presentan más abundancia de individuos en las dos comunidades analizadas.

Tabla 2. Número de individuos de macroinvertebrados registrados en dos arreglos silvopastoriles en una zona de Bosque húmedo premontano. n_i = número de individuos de la especie i ; p_i = abundancia proporcional de la familia i ($p_i = n_i/N$).

Orden	Familia (i)	BF		SSPi	
		Frecuencia absoluta (n_i)	Frecuencia Relativa (p_i)	Frecuencia absoluta	Frecuencia Relativa
Araneae	Linyphiidae	9	0,032	8	0,076

Blattodea	Blattellidae	5	0,018	4	0,038
	Carabidae	5	0,018	3	0,029
	Cantharidae	1	0,004	1	0,01
	Cercopidae	2	0,007	1	0,01
	Blatodeae	1	0,004	0	0
Coleoptera	Metolonthidae	3	0,011	1	0,01
	Scaribidae	2	0,007	0	0
	Staphylinidae	3	0,011	1	0,01
	Crysolmelidae	1	0,004	0	0
	Curculionidae	1	0,004	0	0
Dermaptera	Forficulidae	1	0,004	3	0,029
Diptera	Dolichopodidae	0	0	1	0,01
Hemiptera	Miridae	198	0,697	47	0,448
Homoptera	Psyllidae	0	0	3	0,029
Hymenoptera	Myrmicinae	11	0,039	3	0,029
Julida	Julidae	12	0,042	2	0,019
	Formicidae	15	0,053	10	0,095
Lepidoptera	Nymphalidae	9	0,032	14	0,133
Opilones	Cosmetidae	0	0	2	0,019
Orthoptera	Acrididae	1	0,004	0	0
Scolopendromorpha	Scolopendridae	4	0,014	1	0,01
	Individuos (#)	284		105	
	Familias (#)	19		17	
	Órdenes (#)	10		12	

El análisis de correlación (Tabla 3) indica una asociación significativa entre las variables cobertura y biomasa, seguida de la relación entre cobertura y altura, también entre cobertura y número de individuos. A su vez, la

biomasa está asociada de manera significativa con el número de individuos de macroinvertebrados. La asociación es débil entre la altura del dosel leñoso y los indicadores de mesofauna (Individuos y taxas).

Tabla 3 Matriz de correlación de Pearson entre variables del componente leñoso, la hojarasca y la mesofauna presente en los arreglos silvopastoriles.

	Cobertura (%)	Espesor (cm)	Biomasa (g)	Altura (cm)	Taxa (#)	Ind. (#)
Cobertura (%)	1,00	1,2E-03	5,4E-10	1,1E-06	0,16	4,2E-04
Espesor (cm)	0,39	1,00	8,4E-10	0,25	0,70	3,3E-03
Biomasa (g)	0,67	0,67	1,00	3,5E-0,3	0,15	2,1E-0,3
Altura (cm)	0,56	0,14	0,35	1,00	0,54	0,13
Taxa (#)	0,17	-0,05	0,18	0,08	1,00	9,9E-09
Ind. (#)	0,42	0,36	0,50	0,19	0,64	1,00

La frecuencia de los estimadores de diversidad y equitativa se observa en la Tabla 4. El índice de

Shannon-Wiener toma en cuenta la cantidad de especies que existen en la muestra y la cantidad

relativa de individuos que hay para cada una de las especies. Es decir, contempla la riqueza y la abundancia de familias. Se interpreta que valores menores a 2 son ecosistemas con una diversidad de especies relativamente baja, mientras que los mayores a 3 son altos, por lo cual en este estudio ambos arreglos tienen una diversidad baja, especialmente el arreglo BF. El índice de Simpson es una representación de la probabilidad de que dos individuos, dentro de una misma región y seleccionados al azar, sean de la misma taxa. Si se tiene en cuenta que cuanto más se acerca el valor de este índice a 1, menor es la diversidad del hábitat, tenemos que el arreglo BF alberga menor diversidad de macroinvertebrados que el SSPi. Esto lo confirma el índice de dominancia (1-D) que es el recíproco del índice de Simpson.

A pesar de la baja diversidad en los dos arreglos, el índice de Margalef sugiere una mayor diversidad en los bancos forrajeros. En contraste, la equitatividad fue mayor en el SSPi.

Tabla 4. Índices de riqueza y equitatividad de macroinvertebrados en sistemas silvopastoriles en una zona de Bosque húmedo pre montano.

Estimador	BF	SSPi
Shannon-Wiener	0,59324828	0,81852372
Simpson	0,49870769	0,25732771
Dominancia	0,50129231	0,74267229
Margalef	7,3415856	6,48598582
Equitatividad	0,46392697	0,7141643
J de Pielou		

Las curvas de rango-abundancia muestran un patrón en la distribución de abundancia, así estos gráficos permiten evaluar la proporción de especies dominantes y especies raras de una comunidad basándose en la forma. En estos casos, la forma de la curva denota una comunidad con unas pocas especies dominantes y muchas especies raras, principalmente en el banco forrajero.

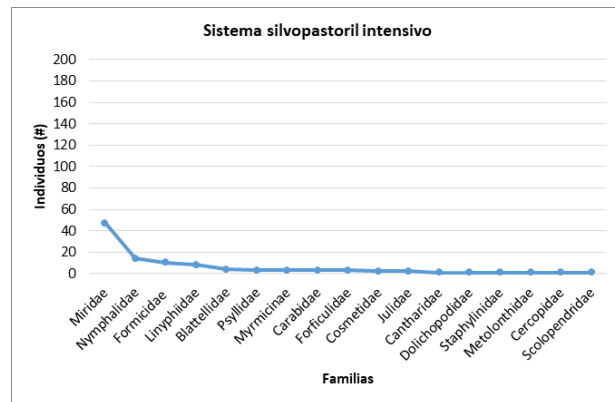
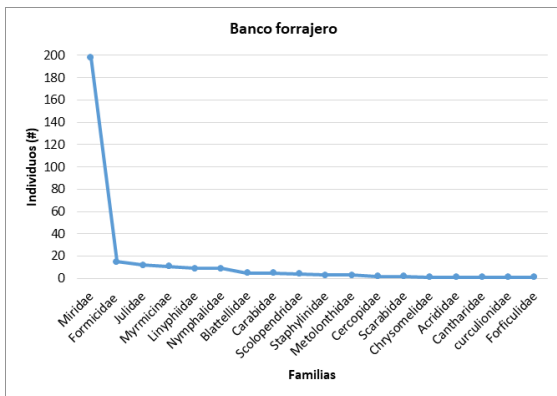


Figura 2. Representación de la curva rango-abundancia en los sistemas silvopastoriles intensivos y de banco forrajero.

Las curvas de acumulación muestran la riqueza de familias (porque el eje x está dimensionado

por individuos) a un nivel de confianza del 95%; así, en la Figura 3 se puede observar que las

curvas sugieren un muestreo incompleto, ya que no se alcanza la asíntota; sin embargo, en el SSP es notorio que la pendiente disminuye de manera más acentuada, respecto al BF, lo cual sugiere su cercanía al nivel asíntótico. Cuando se hace la curva de acumulación integrando el esfuerzo de muestreo de los sitios de los dos arreglos estudiados (BF + SSPi) se verifica el

esfuerzo de muestreo insuficiente dada su pendiente, lo cual indica que si se aumente el muestreo la probabilidad de encontrar nuevos taxones aumentará.

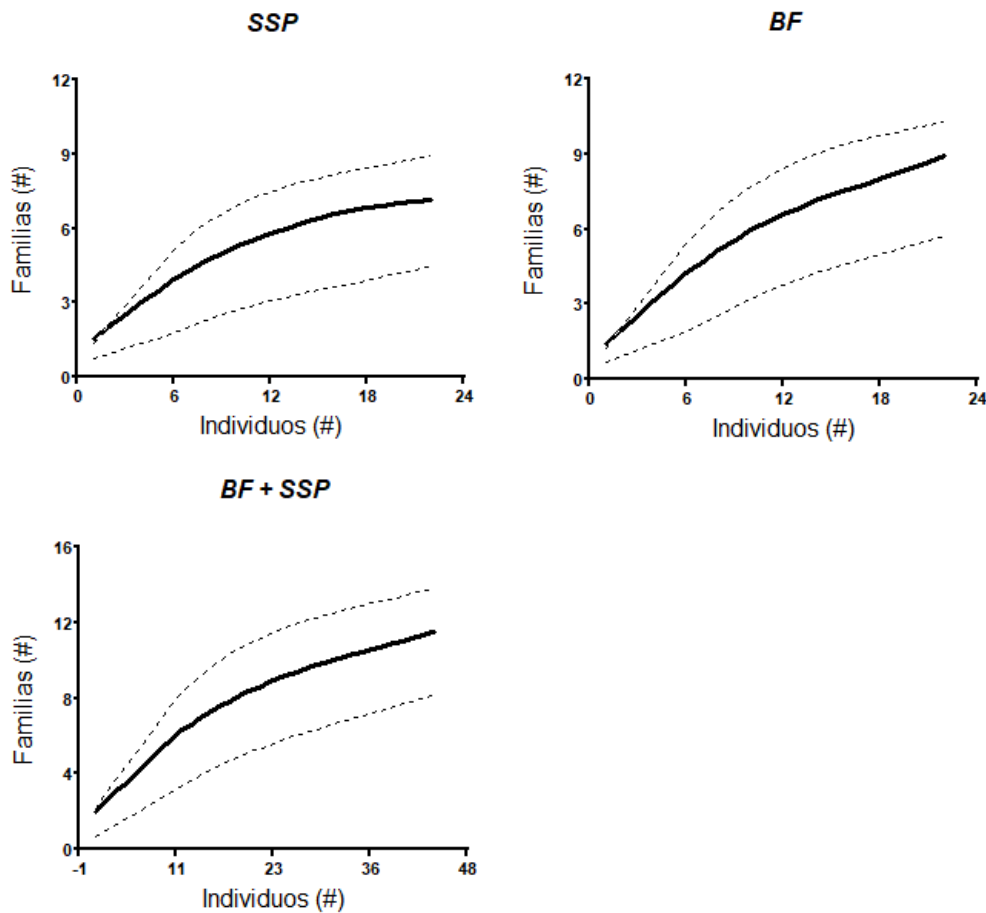


Figura 3. Curvas de acumulación para familias de macroinvertebrados en sistemas silvopastoriles (SSP) y de banco forrajero (BF).

Discusión

El manejo de los sistemas es determinante en la producción y acumulación de hojarasca y por tanto, en la estructura de la macrofauna presente. Así, la densidad de siembra de las plantas y el manejo, especialmente el pastoreo, puede influir en la cantidad y calidad de la hojarasca.

En general, cuanto mayor es la producción de hojarasca, mayor es la población microbiana, mesofauna y macrofauna del suelo, lo cual ha sido discutido por Bot y Benítez (2005), quienes explican que estos organismos que van desde hongos y microorganismos hasta lombrices y termitas, están asociados a la descomposición de los materiales orgánicos.

La categoría taxonómica a la cual se hace el análisis es importante definirla, especialmente cuando los recursos para la clasificación son limitados, como lo fue en este estudio. Márquez (2013) al respecto sugiere que la evaluación de la composición taxonómica puede realizarse a diferentes niveles taxonómicos (orden, familia, género, especies), analizando el número de componentes de cada categoría y el número de individuos de cada uno de ellos. No obstante, la información obtenida será diferente en cada nivel taxonómico y su interpretación debe adaptarse al nivel seleccionado. La comparación entre comunidades es igualmente válida (Márquez, 2013).

La estimación de indicadores de diversidad, sea el nivel que sea de la taxa, es un ejercicio fundamental para analizar la diversidad biológica. El concepto de diversidad está ligado al concepto de equidad (Moreno et

al., 2011). Para un determinado número de especies, la diversidad tiene un valor mínimo cuando la abundancia está concentrada solamente en una especie, mientras que todas las demás quedan con un solo individuo y tiene un valor máximo cuando todas las especies son igualmente comunes (Márquez, 2013). Esta situación fue evidente en este estudio, en el cual el número de individuos están concentrados en el orden Hemiptera en los dos arreglos silvopastoriles analizados (SSPi y BF), en los cuales posiblemente tengan un nicho reproductivo adecuado para este orden, especialmente para los Miridos, asociado a varios hospederos alternativos, lo que facilita su reproducción y sobrevivencia (Naranjo et al., 2013). Se sabe que Miridae es una familia diversa y grande, con un peculiar hábito alimenticio mixto, pudiendo alimentarse de plantas e insectos (presente en muchos heterópteros). Algunas especies depredadoras pueden alimentarse de plantas cuando sus presas escasean; la mayoría son fitófagos que se alimentan de hojas, flores y frutos en numerosas plantas hospederas, pero también son depredadores y se alimentan de huevos, larvas y ninfas de otros insectos (Zumbado y Asofeifa, 2018)

En este estudio es notoria la mayor abundancia de individuos en el hábitat de los Bancos Forrajeros. Este parámetro, sin lugar a dudas, es un indicador ligado a la riqueza de taxones (Márquez, 2013), lo cual sugiere la capacidad de albergar mayor cantidad de insectos del sistema BF, a pesar de que es la familia Miridae la dominante. En contraste, la equitativita es mejor en el SSPi, ya que este índice es el menos dependiente de problemas de muestreo al ser poco sensible a las especies raras e independiente de los valores de riqueza de

la muestra (Jost, 2010). Es importante reconocer que, en la realización de inventarios biológicos, frecuentemente hay sesgos en el muestreo, dado que al tomar una muestra de una comunidad con alta equidad es más probable registrar una mayor riqueza de especies que en una muestra tomada de una comunidad con muchas especies raras, aun cuando en realidad ambas comunidades tengan la misma riqueza de especies (Jost, 2010).

Al respecto de la independencia de índices, se dice que la equitativa es el menos dependiente de problemas de muestreo al ser poco sensible a las especies raras e independiente de los valores de riqueza de la muestra (Alatalo, 1981; Molinari, 1989), lo cual explica que si bien es el BF el que muestra mejores valores de riqueza de individuos, la equitativa sugiere que es el SSPi el arreglo más diverso.

Posiblemente, la mayor riqueza de individuos en el BF este asociado a la mayor cantidad de hojarasca producida bajo este sistema. Al respecto Bot y Benítez (2005) afirman que la hojarasca en superficie del suelo debajo de las diferentes capas del dosel y la alta producción de biomasa generalmente dan como resultado una alta actividad biológica en la superficie del suelo, ya que una capa de hojarasca de hojas o residuos en descomposición proporcionan una fuente de energía continua para macro y microorganismos.

Puesto que las curvas de acumulación son modelos que relacionan el esfuerzo de colecta con el tamaño del inventario, con las curvas de rarefacción obtenidas por arreglo independiente, se infiere que en ambos arreglos no fue alcanzado el nivel asintótico, a pesar que se puede ver la

pendiente de la curva SSPi es menos pronunciada que en BF, lo cual sugiere que está próxima a alcanzar la asíntota, lo cual según Chan et al. (2016) indica un buen esfuerzo de muestreo. Sin embargo, si se incrementa el número de muestreos podría mejorarse la colecta de nuevas familias en cada arreglo, ya que solo se obtuvo una eficiencia de muestreo no mayor al 47%. Así, el estudio permitió conocer esta necesidad de incrementar el esfuerzo de captura para añadir el porcentaje de taxones a la muestra, tal como lo proponen Moreno y Halffter (2000).

Los resultados de este estudio permiten inferir que la proporción de especies dominantes de una comunidad determina la forma de la curva de rango-abundancia; esto se expresó en los dos arreglos silvopastoriles analizados, entre los cuales es evidente el mayor peso de la familia Miridae respecto a las otras familias, pero con mayor incidencia en el arreglo BF. Estas relaciones, entre especies dominantes y especies raras, se expresan en las curvas de rango-abundancia que asocian el peso entre las taxas estudiadas y el número de individuos (Márquez, 2013). Estas curvas eventualmente pueden ser útiles para identificar cuando un insecto se convierte en plaga, dada su dominancia en un hábitat. En nuestro estudio, la familia dominante tiene varias especies que son plagas en una gran variedad de cultivos, ya que las ninfas y adultos chupan savia de las hojas jóvenes y flores transmitiendo enfermedades virales, sin embargo, los míridos son vectores poco eficientes de patógenos (Zumbado y Azofeifa, 2018).

Cabe mencionar, que entre la diversidad de familias identificadas hay otras que también son consideradas plagas en los sistemas

forrajeros, especialmente en las gramíneas, por ejemplo, especies del género *Collaria*, un hemíptero de la familia Miridae, tienen amplia distribución en el continente americano y son consideradas plagas de importancia económica en especies forrajeras (Naranjo et al., 2013; Melo et al., 2004). En Colombia, *C. scenica* se ha convertido en la mayor plaga limitante para el desarrollo de la ganadería lechera, especialmente en los valles interandinos, debido a que ataca agresivamente a *Pennisetum clandestinum* (HochstChiov) (Duarte et al., 1998; Barboza, 2009; Vergara, 2006). Por otra parte, hay reportes de pasturas en fincas lecheras de Colombia que han sido blanco de miridos de la tribu Stenodemini, especialistas en afectar Poaceas (Ferreira y Barreto, 2012). Se han reportado pérdidas del 25% de materia seca, una mengua de la digestibilidad en 10%, baja en la producción de leche hasta en 5 litros/animal/día y pérdidas económicas cercanas al 20% para productores (Martínez y Barreto, 1998; Duarte et al., 1998).

Nótese que la familia Miridae es la más abundante en los arreglos analizados, lo cual sugiere un nicho reproductivo adecuado para esta familia, especialmente en los bancos forrajeros; posiblemente presenta varios hospederos alternativos lo que facilita su reproducción y sobrevivencia durante todo el año (Naranjo et al., 2013). Posiblemente, la mayor cantidad de hospederos alternativos, esté relacionado con la mayor biomasa, cobertura y espesor de la hojarasca y su microbiota, presente en el arreglo BF, como se pudo apreciar en el análisis de indicadores de producción de hojarasca de los arreglos silvopastoriles.

También, en el orden Lepidoptera, específicamente la familia Nymphalidae fue identificada con alta frecuencia en los dos arreglos estudiados, estos son conocidos como gusano peludo del girasol, que es un insecto de importancia económica en el cultivo de *Tithonia diversifolia* debido a su comportamiento defoliador (Brochero, et al., 2012)

Algunas de las familias identificadas en este estudio coinciden con taxas reportadas por Malagón (1987) en ecosistemas de sabanas tropicales, como composición típica de la mesofauna del suelo, en cuyo estudio encontró individuos de Formicidae, Termitidae, Carabidae, Staphylinidae, Blattidae, Japygidae, Compodeidae y Cyndnidae, además de insectos de los órdenes Isoptera, Hemiptera y Coleoptera. Es interesante saber que los insectos más frecuentes localizados en sitios donde existía material orgánico en proceso de descomposición pertenecían a la familia Scarabeidae como se reportó en un estudio realizado en la Orinoquia colombiana (Rivera et al., 2013), en donde se encontraron frecuentemente Scarabeidae en las bostas de los mamíferos (Crespo, 2013). Cabe señalar que esta taxa normalmente tiene dos tipos principales de fuentes de alimento, como son las excretas de los omnívoros y la vegetación senescente, denominados según su hábito alimenticio como coprófagos y saprófagos, respectivamente (Nichols et al., 2008).

Miembros de la familia escarabidae, como los escarabajos peloteros, son importantes, dado la función recicladora de los materiales del mantillo y su incorporación al suelo mediante su proceso de digestión de materiales vegetales muertos y en descomposición, tanto lábiles como duros

(Crespo, 2013). Por otra parte, a través de la manipulación de las excretas durante el proceso de alimentación, se producen funciones vitales en el ecosistema, como la dispersión de semillas, el reciclaje de nutrientes y la supresión de parásitos; muchas de estas funciones ecológicas proporcionan valiosos servicios al ecosistema, como el control de enfermedades y la fertilización del suelo (Crespo, 2013), por lo cual se han considerado como una alternativa para optimizar la descomposición de excretas en pastizales (Rodríguez et al., 2002).

El orden Coleóptera tuvo varios representantes de diferentes familias, por lo cual vale la pena resaltar su presencia, especialmente, la familia Cercopidae que normalmente están asociados a gramíneas (Peck et al., 2002). Las especies de esta familia se caracterizan principalmente por la masa de espuma que produce en su sitio de alimentación sobre el hospedero, sirviendo de defensa de enemigos naturales y protección en condiciones climáticas adversas (Whittaker, 1970). Los géneros *Prosapia* y la especie *P simulans* ya habían sido reportadas en el valle geográfico del río Cauca como plagas que afectan significativamente a las pasturas desde principios del presente siglo (Rodríguez et al., 2003). En contraste, algunas especies de las familias Coleóptera, Formicidae y Aracneae, entre otros organismos, hacen parte importante del grupo de controladores biológicos que ayudan a reducir la incidencia de artrópodos asociados a los potreros y a los bovinos (Roa, 2018).

Conclusiones

Existe una diferencia gradual en la riqueza y abundancia de macroinvertebrados en la hojarasca entre bancos forrajeros y sistemas silvopastoriles intensivos, considerándose el BF como el más diverso.

La mayor riqueza de individuos está asociada a la cantidad y diversidad de hojarasca producida bajo este sistema y a la alta producción de biomasa; generalmente una alta actividad biológica en la superficie del suelo se logra en un sistema con alta cobertura en el mantillo, ya que una capa de hojarasca de hojas o residuos en descomposición proporcionan una fuente de energía continua para macroinvertebrados y microorganismos.

No se encontró evidencia de diferencia significativa en la dominancia y equidad en los ensambles de macroinvertebrados del suelo entre los arreglos silvopastoriles analizados.

Es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo e incluir otros usos del suelo para evaluar su influencia en los macroinvertebrados.

Referencias

- Alatalo, V. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *Oikos*, 37: 199-204.
- Barboza, MR. 2009. *Collaria scenica* (Stal, 1859) (Hemiptera: miridae) em poaceas hibernais na região centro sul do Paraná: biologia e danos. Tesis MSc. Universidade Estadual do Centro Oeste, Unicentro-PR.67p.
- Begon, M; Harper, JL; Townsend, CR. 1996. *Ecología: Individuos, poblaciones y*

comunidades. Oxford, UK, Blackwell Scientific Publications. 1068 pp.

Betancourt, K; Ibrahim, M; Harvey, C; Vargas, B. 2003. "Efecto de la cobertura arbórea sobre el comportamiento animal en fincas ganaderas de doble propósito en Matiguás, Matagalpa, Nicaragua". *Agroforestería de las Américas* 10. 39: 39–40.

Bot, A; Benites, J. 2005. The importance of soil organic matter Key to drought-resistant soil and sustained food production. Rome, Italy, FAO. 95 pp. <http://www.fao.org/3/a0100e/a0100e00.htm#Contents>

Brochero, CE; Colorado, SJ; Sepúlveda-Cano, P. A. 2012. Desarrollo de *Chlosyne lacinia* (Lepidoptera: Nymphalidae) sobre *Tithonia diversifolia* (Asteraceae) bajo condiciones controladas. *Intropica* 7(1), 115-120.

Cabrera Dávila, G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes* 35: 349-364.

Chan-Canché, RJ; González-Moreno, A; Leirana, J; Bordera, S. 2016. Estimación del esfuerzo mínimo de muestreo para el estudio de la riqueza de Ichneumonidae (hymenoptera: ichneumonoidea) en la reserva de la biosfera de Ría Lagartos, México. *Entomología mexicana* 3: 537–542.

Chacón LM; Harvey, CA. 2006. Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape. *Agroforestry Systems* 68: 15-26.

Colwell, RK; Coddington, JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 345: 101–118.

Crespo, G. 2013. Funciones de los organismos del suelo en el ecosistema de pastizal. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 47: 329-334.

Crespo, G; Pérez, AA. 1999. Significado de la hojarasca en el reciclaje de los nutrientes en los pastizales permanentes. *Revista cubana de Ciencias agrícolas* 33: 349.

Dagang, ABK; Nair, PK. 2003. Silvopastoral research and adoption in Central America: Recent findings and recommendations for future directions. *Agroforestry Systems* 59:149–155.

Díaz M., (2009). Producción-descomposición de hojarasca y macroinvertebrados fragmentadores en cuatro agroecosistemas de la cuenca del río La Vieja. Tesis de grado presentada como requisito parcial para optar por el título de Magister en Eco tecnología

Díaz, MF. 2010. Dinámica espacio temporal de la comunidad de macroinvertebrados de las lagunas temporales de Doñana. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla, España. 246 p.

Di Rienzo, JA; Casanoves, F; Balzarini, MG; Gonzales, L; Tablada, M; Robledo, CW. 2008. InfoStat, versión 2008. Argentina, FCA, Universidad Nacional de Córdoba Press.

Duarte, O. A.; Castillo, S.T.; Gómez, F.; Rey A.; Aragón, R. 1998. El Chinche de los

pastos: Efectos de su ataque y estrategias para su control en fincas lecheras de Cundinamarca y Boyacá. Corpoica, Tibataita. 19 p.

Esquivel, H; Ibrahim, M; Harvey, C; Villanueva, C; Benjamín, T; Sinclair, F. 2003. Árboles dispersos en potreros de fincas ganaderas en un ecosistema seco de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10: 24-29.

Ferreira, P; Barreto, N. 2012. Chinchas asociadas a pastos en Colombia con nuevos registros para el país (Hemiptera:Heteroptera:Miridae). 39º Congreso Sociedad Colombiana de Entomología Ibagué, Colombia. Poster. https://repository.agrosavia.co/bitstream/handle/20.500.12324/22183/45417_62075.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Gamboa JA; Orjuela JA; Martínez MM; Muñoz FA. 2010. Macroinvertebrados edáficos asociados a tres tipos de cobertura en paisaje de Lomerío (Caquetá – Colombia). *Ingenierías & Amazonia* 3: 5-10.

Gómez, S.A. 2015. Descomposición y liberación de nutrientes de las hojas de cuatro leguminosas arbóreas en un sistema silvopastoril. Informe Técnico de Residencia Profesional. Quintana Roo, México, ITZM. 28p.

Harvey, CA.; Villanueva, C; Villacis, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gomez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, b.; Pérez, a.; Ruiz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, FL. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas* 10: 30-39.

Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. San José, Costa Rica, Tropical Science Center. 149 pp.

Jost, L. 2010. The relation between evenness and diversity. *Diversity* 2:207–232.

Magurran, DA; McGill, BJ. 2011. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press. UK. 345 pp.

Malagón D. 1987. Geomorfología y suelos de sabanas: Aspectos genéticos y taxonómicos de algunos suelos de Terecay (Vichada), Colombia. En: San José JJ; Montes R, eds. *La capacidad bioproductiva de sabanas*. Caracas, Venezuela, Centro Internacional de Ecología Tropical (CIET). 107–204 p.

Mangurran, A. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, UK. 132p.

Márquez, L. 2013. Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central. Trabajo de Master. Universidad de Zaragoza. 122p.

Martín, G; Rivera, R. 2004. Mineralización del nitrógeno incorporado con los abonos verdes y su participación en la nutrición de cultivos de importancia económica. *Cultivos Tropicales*. 25: 89–96.

Martínez, GE; Barreto, TN. 1998. La chinche de los pastos *Collaria scenica* Stal en la Sabana de Bogotá. Bogotá, Colombia, Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria. 66 pp.

- Martin, A; Lavelle, P. 1992. Effect of soil organic matter quality on its assimilation by millsonia anomala, a tropical geophagous earthworm. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 1535-1538.
- Melo, MC; Dellapé, PM; Carpintero, DL; Coscarón, MC. 2004. Reduviidae, Miridae y Lygaeoidea (Hemiptera) recolectados en Colonia Carlos Pellegrini (Esteros de Iberá, Corrientes, Argentina). *Revista da Sociedad Entomológica Argentina* 63: 59-67.
- Molinari, J. 1989. A calibrated index for the measurement of evenness. *Oikos* 56: 319-326.
- Moreno, CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T. Manuales y Tesis SEA. Zaragoza 1: 1 - 84.
- Moreno, CE. 2019. La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio. Ciudad de México, México, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y Libermex. 379 pp.
- Moreno, CE; Barragán, F; Pineda, E; Pavón, NP. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82: 1249-1261.
- Moreno, CE; Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *J. Appl. Ecol.*, 37: 149-158.
- Naranjo, N; Montero, DAV; Sáenz, A. 2013. Control de la chinche de los pastos *Collaria scenica* (Hemiptera: Miridae) con nematodos entomopatógenos en invernadero *Revista Brasileira de Ciências Agrarias* 8: 90-94.
- Nichols, E; Spector, S; Louzada, J; Larsen, T; Amezcua, S; Favila, ME. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation* 141: 1461 – 1474.
- Partey, ST; Quashie-Sam, SJ; Thevathasan, NV; Gordon, AM. 2011. Decomposition and nutrient release patterns of the leaf biomass of the wild sunflower (*Tithonia diversifolia*): a comparative study with four leguminous agroforestry species. *Agroforest Syst.* 81: 123–134. DOI 10.1007/s10457-010-9360-5
- Peck, DC; Pérez, AM; Medina, JW. 2002. Biología y hábitos de *Aeneolamia reducta* y *A. lepidor* en la Costa Caribe de Colombia. *Pasturas Tropicales* 24: 16-26.
- Rivera, M; Amézquita, E; Bernal, JH; Rao, IM. 2013. Las Sabanas de los Llanos Orientales de Colombia: Caracterización Biofísica e Importancia para la Producción Agropecuaria. In: E; Amézquita, IM; Rao, M; Rivera, II; Corrales, JH; Bernal, eds. *Sistemas agropastoriles: Un enfoque integrado para el manejo sostenible de Oxisoles de los Llanos Orientales de Colombia*. Cali, Colombia, Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT); Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR) de Colombia; Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria (Corpoica). Documento de Trabajo CIAT No. 223. 304 p.
- Roa, J. 2018. Análisis del efecto del establecimiento de un sistema silvopastoril de un banco forrajero con *Tithonia diversifolia* sobre las características físicas y químicas del suelo en el pie de monte

llanero colombiano. Trabajo de Master. Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales. 60 p.

Rodríguez, I; Torres, V; Crespo, G; Fraga, S. 2002. Biomass and diversity of the soil macrofauna in different grasslands. Cuban Journal of Agricultural Science 36: 389 – 394.

Rodríguez, J; Castro, U; Morales, A; Peck, DC. 2003. Biología del salivazo *Prosapia simulans* (Homoptera: Cercopidae), nueva plaga de gramíneas cultivadas en Colombia. Revista Colombiana de Entomología 29: 149-155.

Sánchez, S; Crespo, G; Hernández, M; García, Y. 2008. Factores bióticos y abióticos que influyen en la descomposición de la hojarasca en pastizales. Pastos y Forrajes 31: 99-118.

Soberón, J; Llorente, J. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. Conserv. Biol., 7: 480-488.

Torres, MR. (2010). Factores reguladores de la descomposición de hojarasca de alta y baja calidad en agrosistemas de la zona cafetera colombiana. Trabajo de maestría, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. 63 p.

Verdecia Acosta, DM; Herrera García, RS; Ramírez de la Ribera, JL; Acosta, IL; Bodas Rodríguez, R; Lorente, SA; Giráldez García, FJ; González Álvarez, JS; Arceo Beníte, Y; Bazán Osorio, Y; Álvarez Báez, Yo; López Puentes, S. 2014. Caracterización bromatológica de seis especies forrajeras en el Valle del Cauto, Cuba. Avances en Investigación Agropecuaria 18: 75-90

Vergara, RR. 2006. *Collaria* spp. Insecto Dañino del kikuyo: Métodos de Control. En: V Seminario internacional competitividad en carne y leche. Anais COLANTA. Medellín, Colombia. 197-231 p.

Villacis, J; Harvey, CA; Ibrahim, M; Villanueva, C. 2003. Relaciones entre la cobertura arbórea y el nivel de intensificación de las fincas ganaderas en Río Frío, Costa Rica. Agroforestería en las América 10: 17-23.

Whitaker, RH. 1970. *Communities and Ecosystems*. Mcmillan. 169 pp.

Zumbado, MA; Azofeifa, D. 2018. Insectos de Importancia Agrícola. Guía Básica de Entomología. Heredia, Costa Rica. Programa Nacional de Agricultura Orgánica (PNAO). 204 pp.