

CAPÍTULO 5 RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ANDINO EN LA VERTIENTE ORIENTAL DEL PNN SYA, HATO, SANTANDER: AVANCES



Pablo Andrés Gil-Leguizamón¹, Viviana Maritza Alvarado-Fajardo^{1,2}, Jaime José Parada-Rendón¹, Daniel Augusto Rincón-Puerta¹, David Ricardo Hernández-Velandia^{1,2}, Luis Fernando Prado-Castillo¹, Óscar Felipe Moreno-Mancilla¹, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco¹, Javier Andrés Muñoz-Avila^{1,2}, Andrés Felipe Morales-Alba^{1,2}, John Edison Reyes Camargo¹, Paulina Alejandra Vergara-Buitrago¹, Laura Angélica Ortiz Murcia¹

¹Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

²Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica es un proceso orientado a la recuperación de ecosistemas alterados por el hombre o por fenómenos naturales; a su vez busca mitigar la pérdida de especies amenazadas y la consecuente carencia de servicios ecosistémicos inherentes y fundamentales para la humanidad (Laurance et al., 2002; Etter et al., 2011; Suazo-Ortuño et al., 2015). La restauración ecológica es potencial en contextos de importancia global como el uso sostenible de recursos naturales, la mitigación de efectos del cambio global y el incremento del capital natural (Choi, 2004; Hobbs, 2007; Aronson et al., 2010).

Restaurar un ecosistema requiere la comprensión integral del sistema natural intervenido (entendido como la unión de componentes bióticos y abióticos que interactúan en una red de intercambio de información), a partir de la consonancia de la vegetación, la fauna, el suelo y el componente social como arquitectos constantes. No solo implica crear unidades físicas similares a las existentes previamente al disturbio, sino restaurar las interacciones entre sus componentes para generar una unidad ecológica funcionalmente cercana a la original. Para conocer qué tanto se ha restaurado un ecosistema, es necesario saber qué entidades bióticas viven allí y en qué proporciones, cómo se relacionan entre sí y con los elementos abióticos, y cuál es su rol en el flujo de energía del ecosistema.

Una forma de acercarse a esta visión, es mediante el monitoreo de los componentes suelo, vegetación, fauna y sociedad, durante la trayectoria de la restauración, esto con el fin de identificar cambios en la diversidad, así como en la percepción que la comunidad local tiene de su territorio (Block et al., 2001). El presente capítulo se orienta a la interpretación de dichos cambios en torno a los avances del ejercicio de restauración ecológica abordado en 16,18 ha en el flanco oriental del PNN SYA (Hato, Santander).

5.1 COMPONENTE SUELO

El suelo y su papel en la restauración ecológica: la biota del suelo está directamente involucrada en los procesos de descomposición y ciclo de nutrientes, la comprensión de tales interacciones ha tomado gran interés en la investigación ecológica del suelo en las últimas décadas. Debido a la función clave demostrada en la regulación de los procesos del ecosistema, la aplicación de conocimientos en la ecología del suelo, ha sido útil en situaciones donde los resultados deseados van más allá de la simple mejora de factores individuales como la productividad. Por ejemplo, la ecología del suelo ha hecho una contribución sustancial a las prácticas agrícolas alternativas, como los sistemas de cultivo sin labranza, al integrar la conservación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Durante mucho tiempo se ha reconocido el papel integral del suelo, particularmente en sus aspectos físicos y químicos, en la revegetación exitosa de sitios degradados; sin embargo, el conocimiento ecológico del suelo, las interacciones entre los principales componentes del sistema y los procesos ecosistémicos superficiales y subterráneos en procesos de restauración ecológica es aún escaso (Wardle & Peltzer, 2007).

La restauración en el sentido de devolver a un ecosistema una condición de referencia específica, tanto en términos de estructura comunitaria específica, como de la función del ecosistema, requerirá una comprensión cada vez más sofisticada del suelo y de todos sus componentes físicos, químicos, y de propiedades biológicas, para lograr el objetivo deseado. Si un sistema está gravemente degradado, donde las redes y procesos alimentarios del suelo, se han alterado en gran medida, se requerirá una consideración integrada de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y las interacciones entre las plantas y el suelo para restaurar todos los componentes del ecosistema perturbado (Kardol et al., 2005).

Abordaje del componente suelo: para el análisis integral del suelo en el sector de la Golconda del PNN SYA, se tomaron muestras en coberturas vegetales y en parcelas con siembra (donde se realizó el proceso de restauración); la recolección de muestras de suelo, implicó la selección de 10 puntos de muestreo (que corresponden a coberturas vegetales) con el fin de identificar e interpretar propiedades microbiológicas y fisicoquímicas, así:

- Bosque ripario 1 (BR1)
- Bosque ripario 2 (BR2)
- Pastizal enmalezado 1 (PE1)
- Pastizal enmalezado 1 con siembra (PE1s)
- Pastizal enmalezado 2 (PE2)
- Pastizal enmalezado 2 con siembra (PE2s)
- Vegetación secundaria baja (RB)
- Vegetación secundaria baja con siembra (RBs)
- Herbazal (helechal) (H)
- Herbazal (helechal) con siembra (Hs).

• **Análisis de parámetros fisicoquímicos.**

Los suelos del sector de la Golconda se caracterizan por contar con texturas franco arenosas (resultados registrados para los dos periodos de muestreo: abril 2017; noviembre 2018); el bosque ripario 2 (BR2) y el herbazal (H) presentaron los porcentajes más altos de arenas (60%-65%) y los más bajos de arcillas (7%-13%) (Fig. 1). Respecto aquellas coberturas con siembra, se evidenció aumento en las propiedades granulométricas del suelo (principalmente limos y arcillas), demostrado en pastizales enmalezados con siembra (PE 1 y 2) y suelos de rastrojos bajos (RB) (Fig. 1).

Según Suwardji & Hippi (2007), este tipo de suelos se caracterizan por su rápido drenaje y bajos niveles de fertilidad, en donde el bajo contenido de nutrientes (N, P, K, Ca y Mg), Carbono orgánico y CIC son las principales limitantes para el crecimiento de las plantas.

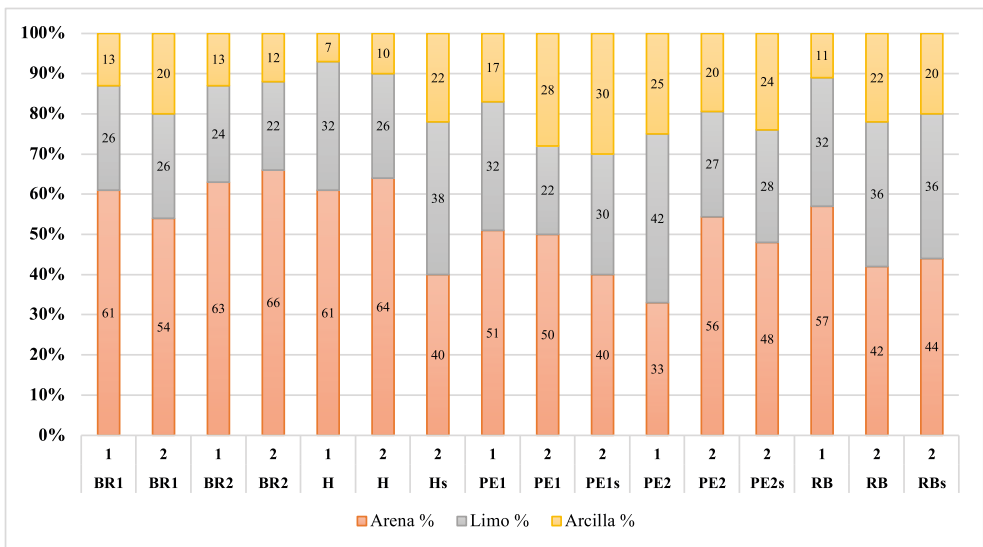


Figura 1. Granulometría de suelos muestreados en coberturas vegetales en el sector de la Golconda, PNN SYA, Santander. El número 1 corresponde al primer muestreo (caracterización del suelo), el número 2 corresponde al segundo muestreo (monitoreo); (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria baja; RBs. Vegetación secundaria baja con siembra).

Los suelos son ácidos, con pH entre 4,2-5,6; las coberturas de bosque ripario 1 y 2 (BR1, BR2) presentaron las condiciones de mayor acidez, mientras que en áreas de siembra se reportaron valores entre 4,6-4,8 (Fig. 2A). El contenido de materia orgánica (MO) disminuyó para el segundo periodo de muestreo, la cobertura de BR1 (11,5 %) presentó los valores más altos de este parámetro; sin embargo, se identificó el aumento en el porcentaje de MO en las áreas de siembra, principalmente en las coberturas de RBs y Hs (Fig. 2B).

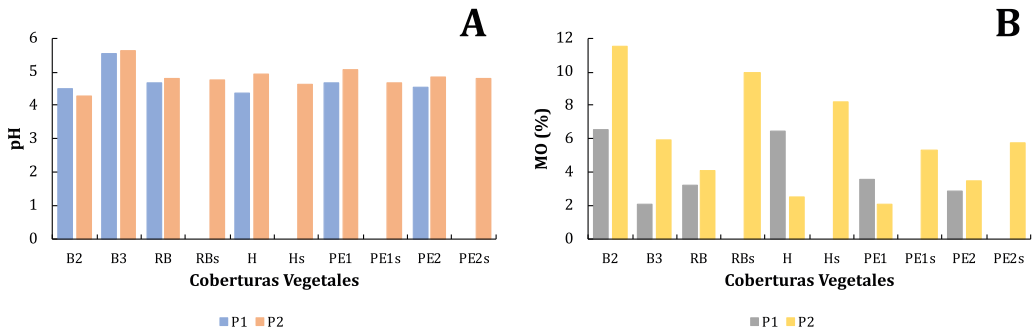


Figura 2. Valores de pH y materia orgánica (MO) reportados en los suelos muestreados del sector de la Golconda, PNN SYA. **A.** Valores de pH; **B.** Valores de MO. (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria baja; RBs. Vegetación secundaria baja con siembra).

Los suelos de las coberturas de referencia y de las áreas de siembra pueden generar una disminución en el crecimiento de las plantas sembradas, principalmente por la reducción de nutrientes esenciales como el Ca, Mg, K y P, lo que favorece el aumento de elementos que pueden ser tóxicos para las plantas (Al y Mn), estos afectan las propiedades de las raíces, debido a la absorción de agua y nutrientes (Johnson, 2002). Estas condiciones de acidez, pueden ser un factor determinante en los procesos de restauración de un ecosistema (Mummey et al., 2002), evidenciado en ciertas áreas de siembra, donde el crecimiento de las plantas se vio afectado, probablemente por las condiciones de los suelos.

La MO es un componente importante del suelo, al contribuir en la formación de agregados y la estabilización de las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos (Mataix-Solera, 2000). Está conformada por nutrientes esenciales (como C, N, P, K, entre otros) que contribuyen al crecimiento vegetal, que pueden disminuir la concentración, cuando el suelo se somete a alteración de tipo antrópico o natural (Llambí & Sarmiento, 1998).

Los mayores valores de MO reportados en las coberturas con siembras (RBs y Hs), pueden revelar condiciones de fertilidad óptimas para el desarrollo y crecimiento de las plantas en las distintas estrategias de restauración implementadas, las cuales pueden estar influenciadas por cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo, o por el ingreso de nuevas comunidades microbianas (Drenovsky et al., 2004). Para las coberturas de PE, sucede todo lo contrario, los bajos valores de MO se pueden asociar a la intervención antrópica que sufrieron los suelos en el pasado (actividades ganaderas por más de 50 años en la localidad) y al terreno pedregoso presente actualmente. Este tipo de suelos pueden generar un flujo lento de nutrientes hacia las plantas e influyen en el crecimiento de las mismas, haciendo que la productividad disminuya (Chapin et al., 2002).

En cuanto a los macronutrientes, las concentraciones de Fósforo (P), Calcio (Ca), Magnesio (Mg) y Potasio (K) disminuyeron para el segundo periodo de muestreo en todas las coberturas vegetales; sin embargo, la cobertura BR2 presentó los valores más altos en nutrientes como Ca ($10,75 \text{ cmol} \cdot \text{Kg}^{-1}$), Mg ($4,81 \text{ cmol} \cdot \text{Kg}^{-1}$) y K ($0,69 \text{ cmol} \cdot \text{Kg}^{-1}$). Los valores bajos de estos macronutrientes aquí reportados, pueden estar relacionados probablemente con el aumento del pH y disminución de la MO del suelo en todas las coberturas, lo que puede generar una reducción de estos nutrientes, traducido en limitaciones de crecimiento y desarrollo de plantas (Martinsen et al., 2015). Solo se evidenció un mínimo aumento en la concentración de P en suelos con siembra (coberturas RBs y PE2s) (Fig. 3A). Estos resultados concuerdan con lo mencionado por Wen et al. (2005), los contenidos de P en el suelo pueden aumentar cuando se realizan procesos de revegetación, ya que se mejoran las condiciones del suelo, y favorece el crecimiento y establecimiento de otras especies vegetales (Li et al., 2007).

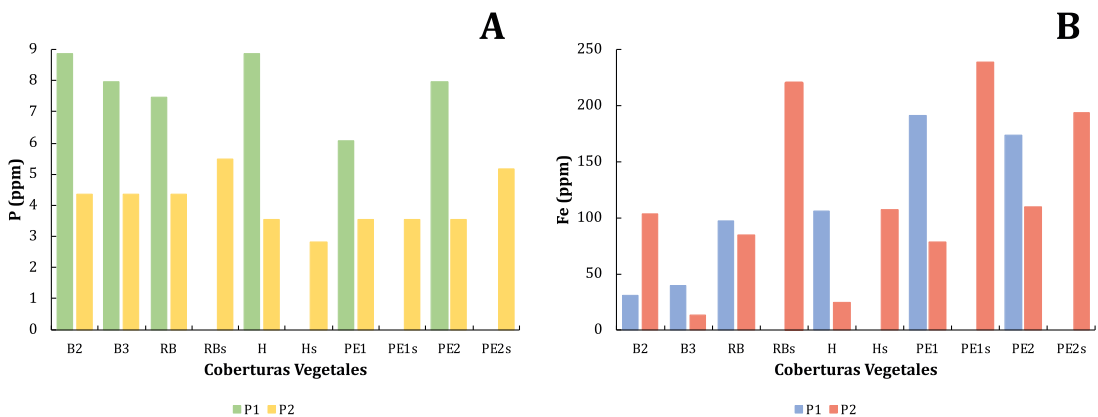


Figura 3. Contenidos de: **A.** Fósforo (P); **B.** Hierro (Fe), reportados en los suelos muestreados en coberturas vegetales dentro del sector de la Golconda, PNN SYA. (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria alta bajo; RBs. Vegetación secundaria alta bajo con siembra).

Micronutrientes como Hierro (Fe) (Fig. 3B), Manganeseo (Mn), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) se reportaron en bajas concentraciones en los suelos muestreados (106,4; 10,2; 0,44 y 0,84 ppm respectivamente); no obstante, en la cobertura de BR2, los valores de Mn (36,2 ppm) y Zn (1,84 ppm) fueron altos; mientras que, el Fe (216,5 ppm) y el Cu (0,7 ppm) fueron altos en los PEs. Factores como pH, materia orgánica, textura y aireación pueden afectar la disponibilidad de estos nutrientes en el suelo (Harrington & Crumbliss, 2009). El Hierro es vital para las plantas, ya que interviene en procesos de fotosíntesis y respiración celular, también en el transporte de oxígeno, fijación de nitrógeno y síntesis de ADN (Greenshields et al., 2007).

• **Análisis de los parámetros microbiológicos.**

Se obtuvieron concentraciones de 5,2 Log UFC g⁻¹ para bacterias y 3,4 Log UFC g⁻¹ para hongos, el primer muestreo arrojó concentraciones microbianas altas en coberturas de BR1, BR2, PE1 y PE2, mientras que en H se registraron bajas. En el segundo muestreo en las áreas de siembra, se identificó un aumento en la abundancia de bacterias y hongos en comparación con las coberturas de referencia (Fig. 4). Estas diferencias en las abundancias de microorganismos, pueden ser atribuidas al tipo de vegetación presente durante el primer muestreo de suelo, y que fisiónicamente cambió para el segundo muestreo; según Zhang et al. (2013), el tipo de vegetación, el clima y las propiedades fisicoquímicas del suelo influyen sobre la diversidad y abundancia de bacterias y hongos.

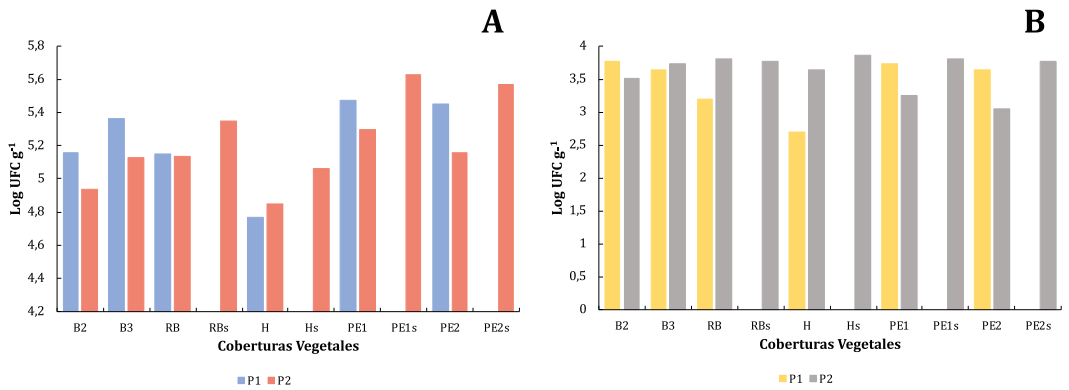


Figura 4. Concentraciones de microorganismos en los suelos muestreados en el sector de la Golconda, PNN SYA: **A.** Bacterias; **B.** Hongos filamentosos. (BR1. Bosque ripario 1; BR2. Bosque ripario 2; H. Herbazal (helechal); Hs. Herbazal (helechal) con siembra; PE1. Pastizal enmalezado 1; PE1s. Pastizal enmalezado 1 con siembra; PE2. Pastizal enmalezado 2; PE2s. Pastizal enmalezado 2 con siembra; RB. Vegetación secundaria baja; RBs. Vegetación secundaria baja con siembra).

La riqueza bacteriana y de hongos está conformada por seis géneros bacterianos (*Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Acinetobacter* y *Micrococcus*) y nueve fúngicos (*Penicillium*, *Mucor*, *Cladosporium*, *Aspergillus*, *Alternaria*, *Curvularia*, *Cephalosporium*, *Scopulariopsis* y *Paecilomyces*); en la cobertura BR2 se registró el mayor número de morfotipos (5 géneros bacterianos y 6 fúngicos), seguido de PE (4 bacterianos y 4 fúngicos), mientras que, el menor número de morfotipos microbianos se registraron en H (2 bacterianos y 3 fúngicos) (Fig. 5). No se evidenció recambio en el número de morfotipos microbianos para las coberturas evaluadas; sin embargo, se identificó un leve aumento de la abundancia de bacterias y hongos en áreas de siembra (0,32 LogUFC/g⁻¹ para bacterias y 0,50 LogUFC/g⁻¹ para hongos filamentosos).

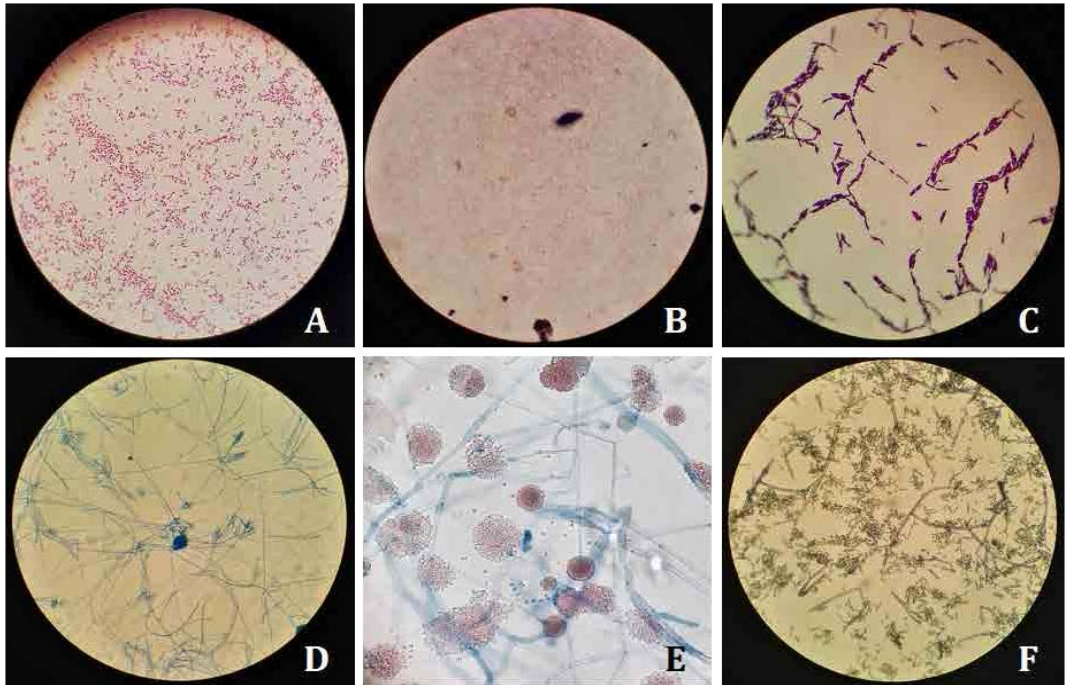


Figura 5. Principales géneros de bacterias y hongos en los suelos muestreados en coberturas vegetales dentro del sector de la Golconda, PNN SYA, Santander. **A.** *Pseudomonas*; **B.** *Burkholderia*; **C.** *Bacillus*; **D.** *Penicillium*; **E.** *Mucor*; **F.** *Cladosporium*.

Consideraciones del muestreo de suelos. Géneros bacterianos como *Pseudomonas* y *Burkholderia* y fúngicos como *Penicillium*, *Mucor* y *Cladosporium* se aislaron en todas las coberturas analizadas para los dos periodos de muestreo, mientras que *Micrococcus* se aisló exclusivamente en la cobertura de RB. La abundancia de bacterias y hongos no reveló grandes cambios entre coberturas vegetales para los dos periodos de muestreo, en las áreas de siembra se identificó aumento en la abundancia de microorganismos principalmente de *Pseudomonas* y *Burkholderia*, los cuales pueden presentar alta actividad metabólica y fisiológica, lo que le permite adaptarse con facilidad a diferentes ecosistemas y a cambios generados en los suelos por factores naturales o antrópicos (Allison & Martiny, 2008).

Las bacterias aisladas en los suelos muestreados, principalmente *Pseudomonas* y *Bacillus*, intervienen en procesos de recuperación de suelos, ya que presentan periodos cortos de latencia y rápido crecimiento, lo que les permite mayor capacidad para metabolizar sustancias que son exudadas por el sistema radicular de la planta (Hernández-Rodríguez et al., 2003); además, participan en la descomposición de MO, permiten la disponibilidad de nutrientes (P, Ca, Mg, K, Fe) y producen fitohormonas esenciales para crecimiento de las plantas (Chakraborty et al., 2010).

Otra bacteria aislada en los suelos muestreados es *Burkholderia*, reconocida por ser patógena para el ser humano y para las plantas; sin embargo, también se le atribuyen importantes relaciones con las plantas, como la fijación de N y la promoción del crecimiento vegetal (Onofre-Lemus et al., 2009).

Géneros fúngicos como *Penicillium*, *Mucor* y *Cladosporium* fueron los más frecuentes, aislados en los suelos de las coberturas vegetales analizadas, comúnmente encontrados, se consideran productores de micotoxinas que ayudan al proceso de descomposición de la MO e intervienen en la formación de agregados del suelo (Domsch et al., 1980). Estos hongos tienen la capacidad de invadir las raíces de las plantas, permitiendo así movilizar y fijar nutrientes (N y P), como retener agua (Michael, 2006). Según Sivila de Cary & Angulo (2006), estos hongos a diferencia de las bacterias, tienen la capacidad de crecer y desarrollarse en suelos ácidos, ya que estas condiciones de pH pueden favorecer la captación de agua y nutrientes para el suelo como se ha mencionado anteriormente.

Sin embargo, los cambios en el tipo de suelo, los bajos niveles de pH, los bajos valores de MO y de nutrientes reportados en los suelos estudiados, junto con la humedad y la composición vegetal de estas zonas, pueden influir en los cambios en abundancia, composición y estructura de las comunidades bacterianas y fúngicas (Drenovsky et al., 2010; Lupatini et al., 2013; Wang et al., 2016).

Los valores de pH influyen en la adaptación y establecimiento de pastos, principalmente de *Urochloa*, los cuales pueden generar efectos a largo plazo en la composición de microorganismos del suelo, incluso mucho después de que la planta desaparezca (Bartelt-Ryser et al., 2005). Es por esto que la disponibilidad de oxígeno, la fertilidad, las propiedades químicas, la competencia con las raíces de diferentes especies de plantas y los exudados de estas, son factores determinantes que afectan la proporción de las comunidades de microorganismos en los suelos de Golconda (Matsumoto et al., 2005; Cao et al., 2008).

Por las anteriores razones, todo proceso de restauración ecológica debe ejecutar estrategias que ayuden a incrementar la fijación de carbono por medio de la acumulación de hojarasca y el ciclaje de nutrientes a nivel de las raíces (Cheng & An, 2015); en términos de abundancia de microorganismos, estos serían superiores cuando se empieza a recuperar la estructura y propiedades del suelo. A pesar de que los muestreos se realizaron en tiempos relativamente cortos (dos años en la trayectoria ecológica de la restauración realizada en Golconda), a corto plazo no son claros los cambios en las propiedades físico-químicas y microbiológicas de los suelos por causa de las estrategias de restauración (ver Capítulos 3 y 4); por lo tanto, se requieren muestreos de suelo en períodos más largos.

5.2 COMPONENTE VEGETACIÓN

La vegetación y su papel en la restauración ecológica: la vegetación es considerada como el arreglo integral de factores bióticos y abióticos (intrínsecos-extrínsecos, suelo, agua, clima, entre otros); las especies que componen una comunidad vegetal, están en consonancia con la variación geográfica y el medio ecológico en el que se desarrollan (relaciones inter e intraespecíficas), estos factores, determinan la variación espacial y temporal de la vegetación (van der Hammen & Cleef, 1983; Font-Quer, 2001).

En la restauración ecológica, el papel funcional de la vegetación debe ser el soporte de la conservación de la biodiversidad del bosque andino y sus servicios ecosistémicos. La vegetación y la relación con la fauna, fortalecen los flujos ecológicos y

permiten el desarrollo técnico-científico a partir de investigaciones con modelos de restauración de áreas degradadas, esto con el fin de apoyar y mantener la resiliencia en los sistemas socio-ecológico que hoy hacen parte del PNN SYA.

En el presente acápite se incluyen algunos resultados de los monitoreos realizados a las estrategias de restauración realizadas en 16,18 ha en el sector de Golconda (PNN SYA), a partir de los indicadores de 1. Supervivencia de las plantaciones; 2. Distribución de edades en grupos; 3. Recambio de especies y 4. Cobertura de vegetación nativa y gramínea exótica y que corresponden a las labores realizadas en el periodo de diciembre 2017 a febrero 2019.

Abordaje del monitoreo de la vegetación: se sembraron 4.526 plántulas, distribuidos en 14 especies, que fueron propagadas en campo y seleccionadas del sistema de referencia, según los análisis preliminares de campo. Se implementó un total de 14 diseños florísticos sobre las 16,18 ha a restaurar, en coberturas dominadas por pastos enmalezados de *Urochloa decumbens*, además de coberturas enrastradas de estrato bajo y alto.

Según los resultados obtenidos, el porcentaje de supervivencia en un periodo de 15 meses, fue del 75%. Especies como *Eugenia biflora*, *Myrsia* sp., *Ocotea* sp., *Solanum* sp., *Clusia ellipticifolia*, *Tapirira guianensis*, *Psychotria erythrocephala*, *Clethra* aff. *fagifolia*, *Marcgraviastrum macrocarpum* presentaron tasas de supervivencia por encima de la meta de restauración.

❖ **Análisis de resultados:** se describen resultados durante el periodo de monitoreo, en relación a los indicadores establecidos en el Plan de monitoreos del PNN SYA.

1. Supervivencia de las plantaciones

Escala	Atributo	Temporalidad
Población	Composición	Semestral

A partir de los resultados obtenidos durante los monitoreos (periodo mayo de 2017 a febrero de 2019), se registró una supervivencia superior al 75% (Figs. 6 y 7). La pérdida del material sembrado se explica principalmente por las altas temperaturas y bajas precipitaciones que se presentaron en la zona durante los meses de enero a febrero del 2018, afectando el 14% del material plantado, ya que, durante los primeros meses (posterior al trasplante), las plántulas sembradas fueron susceptibles a daños mecánicos y/o infecciones por parte de agentes patógenos como los hongos.

De igual forma, entre junio y julio 2018, se presentó otra disminución en la supervivencia, producto del periodo de bajas lluvias, lo que afectó el material vegetal plantado, especialmente a individuos de *Viburnum tinoides*, Fabaceae morfo 1, *Miconia dodecandra* y *Miconia* sp., y que a su vez, evidenciaron clorosis y reducción de la canopia (conjunto de áreas foliares) por estrés hídrico. Por el contrario, *Eugenia biflora*, *Myrsia* sp., *Ocotea* sp., *Solanum* sp., *Clusia ellipticifolia*, *Tapirira guianensis*, *Psychotria erythrocephala*, *Clethra* aff. *fagifolia* y *Marcgraviastrum macrocarpum*, presentaron condiciones favorables de adaptación en el área de restauración, por lo que, el porcentaje de supervivencia al segundo semestre de 2018, superó el 75% (Fig. 8). Respecto a la supervivencia por grupos funcionales (Fig. 9), se determinó favorabilidad en el establecimiento para los tipos funcionales de plantas 1, 4, 6 y 7 (siglas TFP o también llamados grupos funcionales).



Figura 6. Área de pastizal enmalezado con diseños de restauración. **A-B.** Fotografías de las plantas sembradas en 2017; **C-D.** Fotografías de las plantas en 2018.

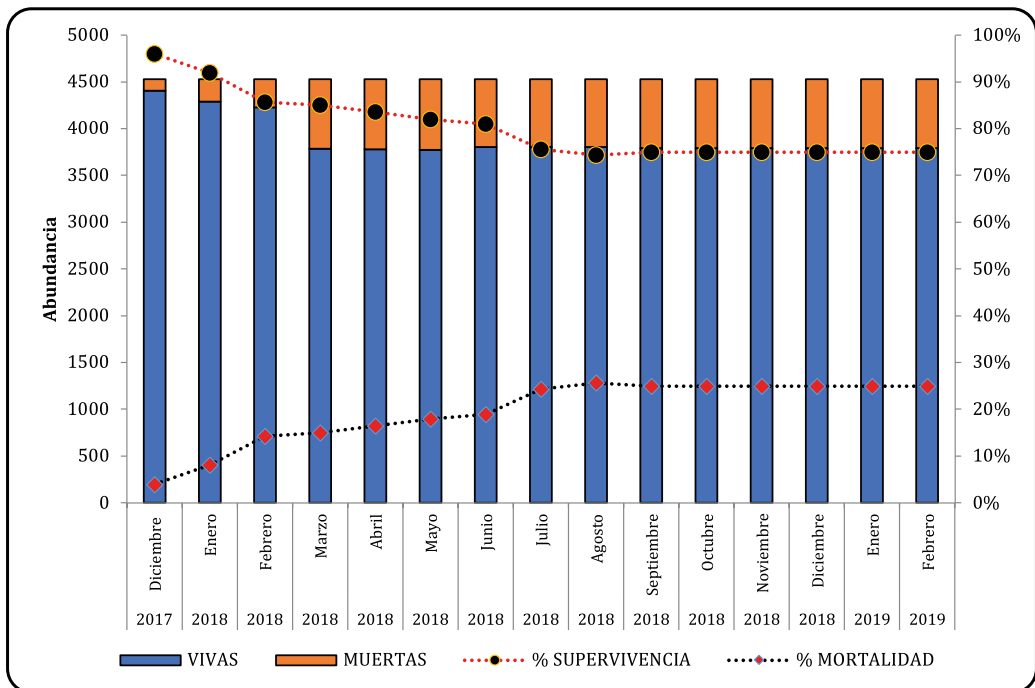
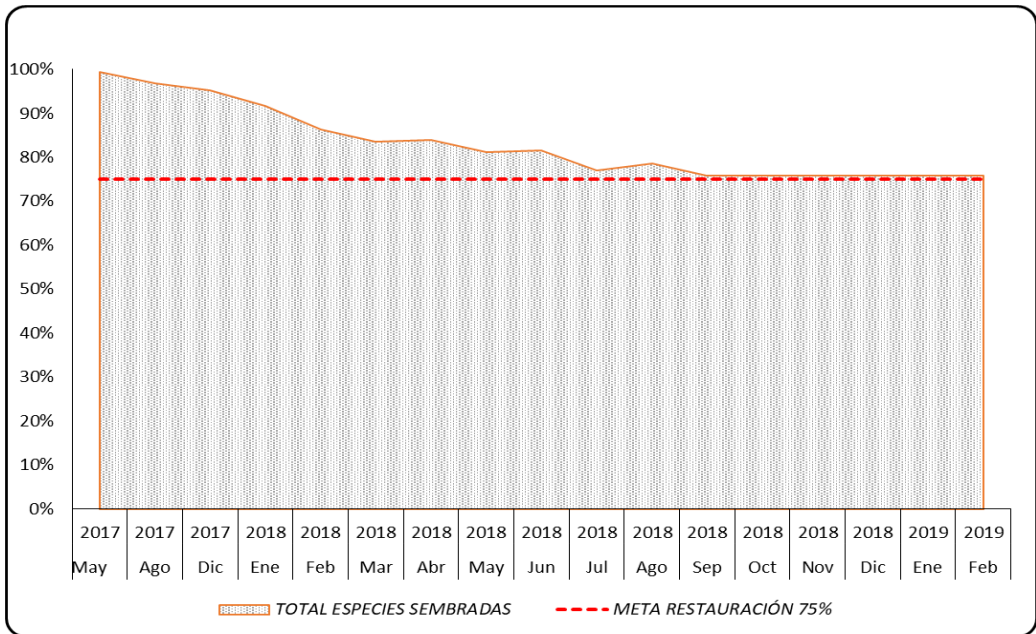


Figura 7. Imagen superior: Porcentajes de supervivencia del material plantado (periodo mayo 2017 a febrero 2019); Imagen inferior: Abundancia de plántulas vivas y muertas (periodo diciembre 2017 a febrero 2019).

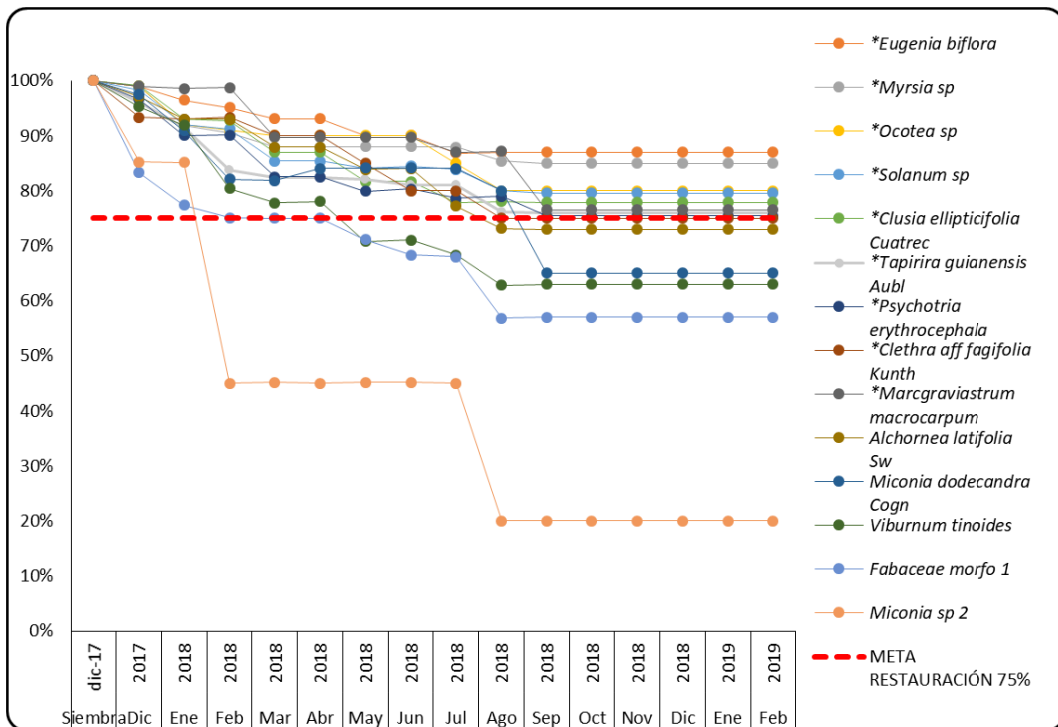


Figura 8. Porcentajes de supervivencia por especie según (periodo diciembre 2017 a febrero 2019).

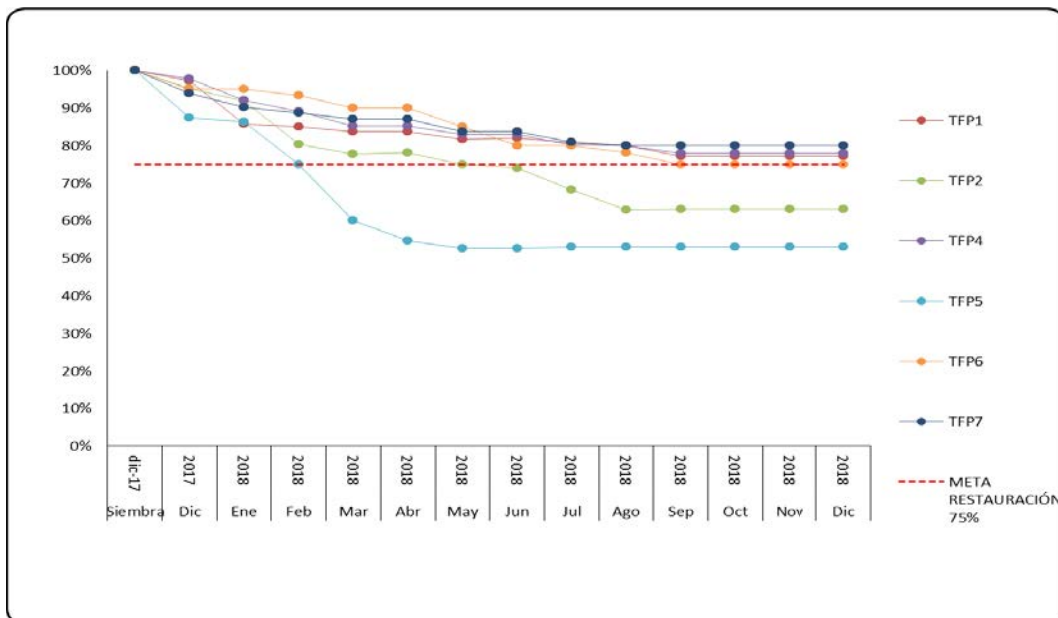


Figura 9. Porcentajes de supervivencia por TFP en la fase 2, para el periodo reportado entre diciembre 2017 a diciembre 2018.

Los rasgos funcionales que caracterizan estos grupos son: ausencia de regeneración vegetativa, son perennes, principalmente arbóreos, dispersión por zoocoría (entomogamia) y banco de semillas transitorio. Las especies con mayor supervivencia

registrada fueron *Myrsia* sp., *Solanum* sp., *Ocotea* sp., *Eugenia biflora* y *Clusia ellipticifolia*. En la Tabla 1, se presentan las especies que conforma cada TFP con el porcentaje de supervivencia.

Tabla 1. Porcentaje de supervivencia de las especies que conforman los Grupos funcionales preestablecidos, relacionados con los porcentajes de supervivencia de cada grupo.

TFP	% supervivencia del TFP	Nombre de la especie	% supervivencia especie (Feb/2019)
TFP1	77%	<i>Solanum</i> sp.	80%
		<i>Psychotria erythrocephala</i> (K. Schum. & K. Krause) Standl.	75%
TFP2	63%	<i>Viburnum tinoides</i> L. f.	63%
TFP4	78%	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	76%
		<i>Marcgraviastrum macrocarpum</i> (G. Don) Bedell ex S. Dressler	77%
		<i>Clusia ellipticifolia</i> Cuatrec.	78%
TFP5	53%	<i>Miconia</i> sp.	20%
		<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	65%
TFP6	75%	<i>Clethra</i> aff. <i>fagifolia</i> Kunth	75%
		<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	73%
TFP7	80%	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	87%
		<i>Ocotea</i> sp.	80%
		Fabaceae morfo 1	57%
		<i>Myrsia</i> sp.	85%

Como medida de contingencia asociada a la meta de restauración a corto plazo (supervivencia > al 75% en el segundo semestre de 2018), para asegurar la

supervivencia de la plantación, en agosto de 2018, se realizó resiembra de 1.200 plantas y otras 1.960 en diciembre del mismo año.

2. Distribución de edades en grupos

Escala	Atributo	Temporalidad
Comunidad	Estructura	Semestral

El monitoreo de la estructura por edades de la plantación (trimestralmente), determinó que más del 60% de la plantación se mantuvo en edad de plántula (alturas que no exceden los 0,5 m) para el

segundo semestre de 2018. *Miconia dodecandra* tuvo desarrollo fisonómico con mayor proporción de individuos en edad juvenil 1 (alturas entre 0,51 y 3 m), seguido de *Viburnum tinoides* y *Miconia* sp. (Fig. 10).

Según la meta de restauración a corto plazo (75% de los individuos en etapa juvenil 1 en el segundo semestre de 2018) (Fig. 10). Estos resultados se basan en el desarrollo fisonómico de tres especies, de 14 sembradas; según bibliografía, se consideran de rápido crecimiento y pioneras en la sucesión secundaria.

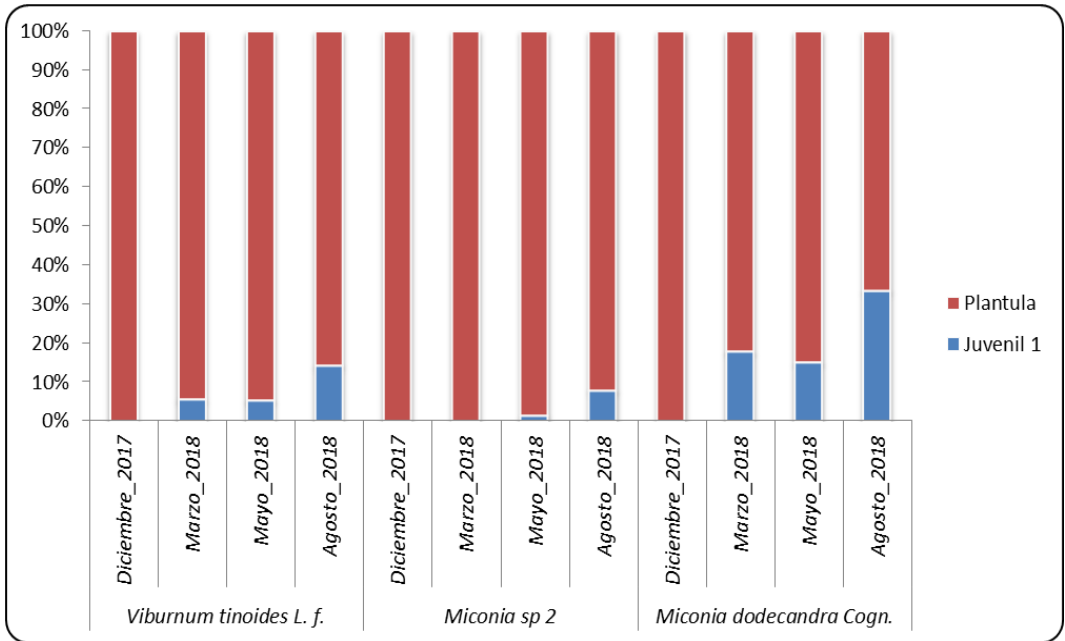


Figura 10. Porcentajes de las distribuciones por edades en grupos, para el periodo reportado entre diciembre 2017 y agosto 2018.

Miconia dodecandra aunque obtuvo mayor proporción de individuos en edad "juvenil 1", la tasa promedio de crecimiento en altura fue baja (0,4%), por el contrario, la tasa de cobertura es alta (20,8%), estos resultados pueden indicar que la especie no crece rápidamente en altura, ya que, al crecer en áreas abiertas en ausencia de especies leñosas u otras de rápido crecimiento, prefiere proyectar mayor área de copa y reducir así la expresión de gramíneas invasivas u otras que puedan competir por espacio (Fig. 11).

Los resultados de desarrollo de *Viburnum tinoides*, determinan crecimiento constante de altura y cobertura, esta especie puede considerarse de rápido crecimiento; no obstante, presentó baja supervivencia comparado con *M. dodecandra*. Mientras que, *Miconia sp.*, presentó tasa de desarrollo y supervivencia menos eficientes, por lo que, se sugiere un manejo aún más detallado desde su propagación en vivero hasta la siembra.

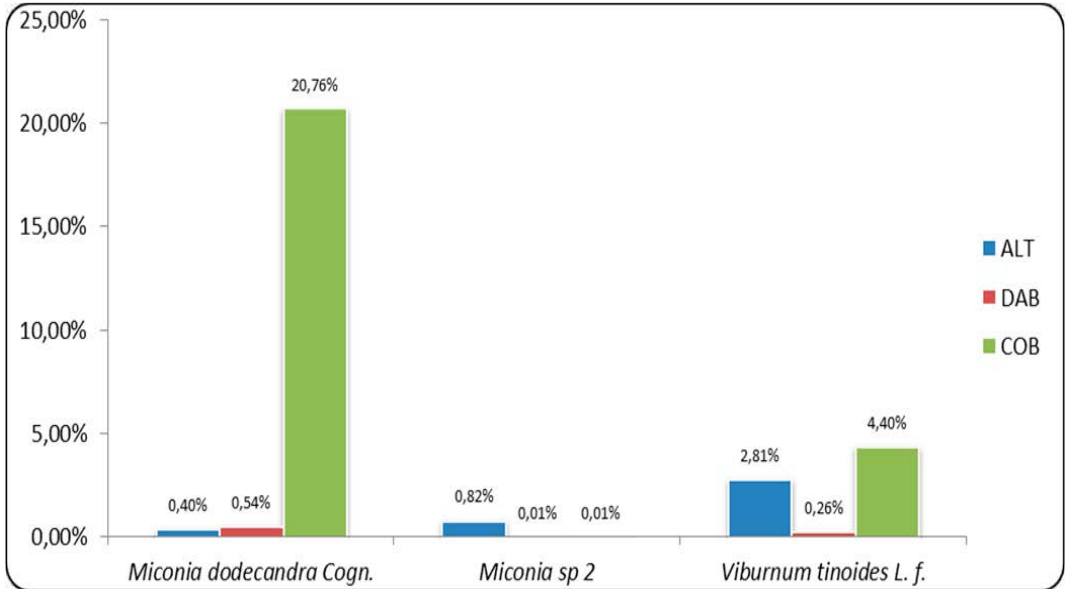


Figura 11. Porcentajes de las tasas de crecimiento en altura, cobertura y diámetro a la altura de la base, para el periodo reportado entre diciembre 2017 y agosto 2018.

3. Recambio de especies (diversidad alfa)

Escala	Atributo	Temporalidad
Comunidad	Composición	Trimestral

Durante los monitoreos el índice de probabilidad de diversidad de Shannon fluctuó debido al recambio de especies colonizadoras que aparecieron en el tiempo (años 2017-2018). En diciembre de 2017 (periodo de siembra), la diversidad fue baja, debido a que, en dicho periodo el suelo se encontraba dominado por pastos limpios; por lo anterior, el índice de dominancia fue superior. Los posteriores monitoreos determinaron aumento en la diversidad, producto del arribo de especies; no obstante, la diversidad se redujo para diciembre de 2018, causado por la reaparición de gramíneas invasoras como *Urochloa decumbens*, sin esta diversidad no se equipará a la inicialmente estimada en 2017 (Fig. 12).

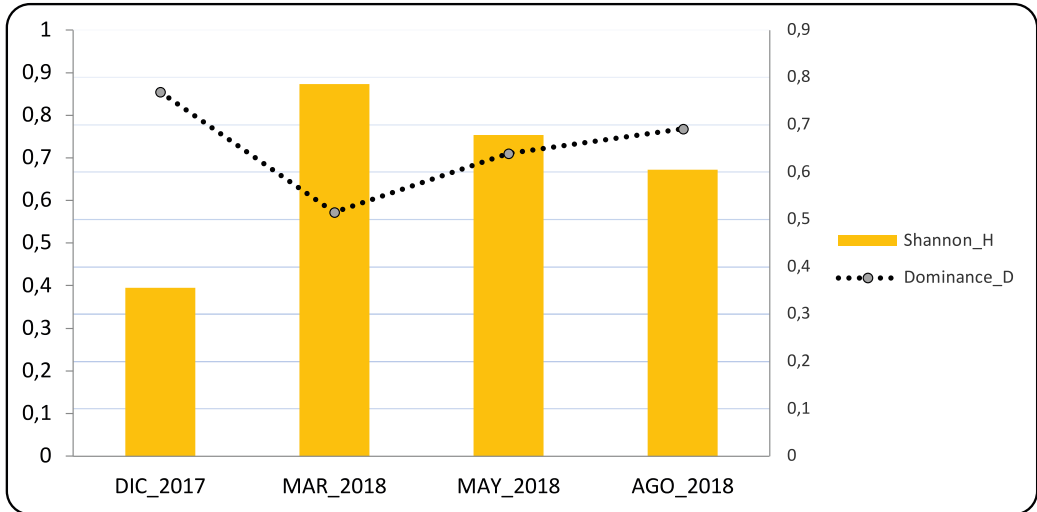


Figura 12. Índices de diversidad de Shannon (H) y Dominancia (D) calculados para el periodo diciembre 2017 - agosto 2018.

4. Cobertura de vegetación nativa y gramínea exótica

Escala	Atributo	Temporalidad
Comunidad	Estructura	Trimestral

La proporción de vegetación nativa y de gramíneas exóticas respecto a cobertura, determinan en la trayectoria de los monitoreos, que los pastos aumentaron su cobertura (principalmente *Urochloa decumbens*), lo que conlleva a una estrategia adicional que es el control manual y periódico (cada 2 meses como mínimo según la expresión de la gramínea), ya que no es comparable el crecimiento rápido de los pastos respecto a las especies leñosas implementadas en las estrategias de nucleación. De igual forma, a corto plazo no se evidencia un cambio fisonómico conspicuo, de lo que se esperaría fuese un estado alternativo avanzado como pudiesen ser la asociación de arbustales bajos, en su lugar, respecto a la vegetación nativa se encuentran aquellas especies sembradas, y otras, producto del arribo, pero que aún no determinan la transición de un estado a otro (Fig. 13).

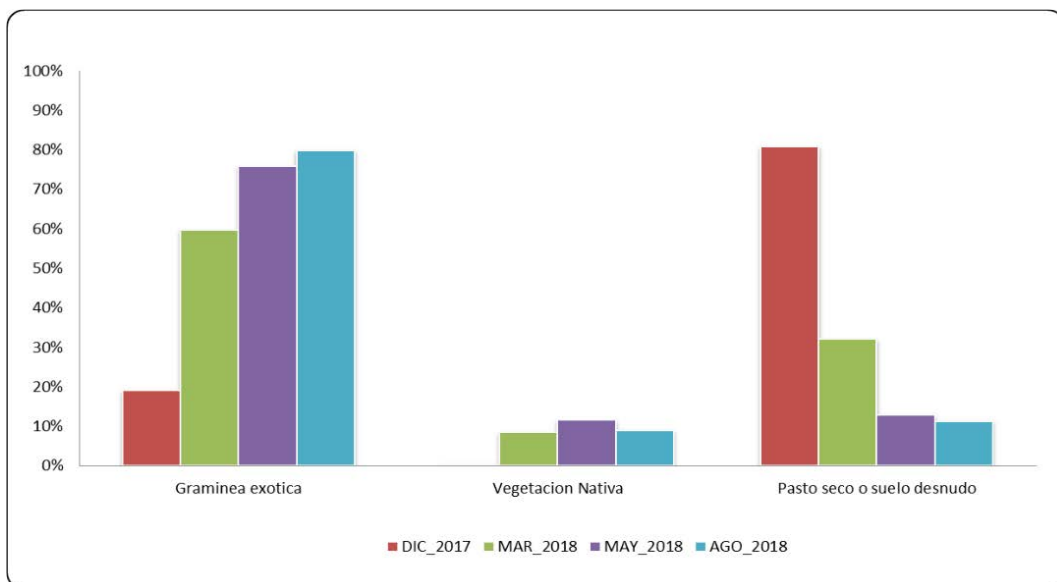


Figura 13. Distribución de las coberturas de vegetación nativa y gramínea exótica, para el periodo reportado entre diciembre 2017 y agosto 2018.

Finalmente, aunque no se identificaron modificaciones notorias en la trayectoria ecológica, se han generado hábitats para el establecimiento de la fauna, principalmente en áreas que eran dominadas por pastizal; evidencias de ello son los grupos de aves y ranas que han utilizado las plántulas sembradas como refugio, así como insectos (escarabajos y hemípteros) atraídos por la disponibilidad de alimento que ofrecen las flores y frutos de las plantas sembradas, además de ser espacios propicios para la reproducción de estos animales (Fig. 14).



Figura 14. Registro de fauna asociada a las plantaciones en zonas de pastizal. **A-B.** Nido de ave en planta de *Miconia dodecandra*; **C.** Reproducción de especie de escarabajos; **D.** Registro de rana *Pristimantis* sp. en *Clidemia ciliata*; **E.** Hemipteros en *C. ciliata*.

5.3 COMPONENTE FAUNA

¿Qué función cumple la fauna en la restauración ecológica? Como es bien sabido, el eje estructural de la mayoría de ecosistemas terrestres es la vegetación; cabe mencionar, que es el flujo de energía dentro de estos y la riqueza de interacciones inherentes lo que les proporciona sus cualidades particulares, funcionalidad y utilidad para el hombre. En una relación de doble vía, la fauna presente en los ecosistemas, aunque predeterminada por la vegetación existente, juega un rol de gran importancia en el mantenimiento y modificación de la misma. Los murciélagos, aves o insectos que viven en el bosque porque se alimentan de x o y planta, aportan para el mantenimiento de sus coberturas vegetales mediante la polinización y dispersión de semillas. Los animales herbívoros como los pecaríes, son los primeros eslabones de la cadena trófica, permitiendo el flujo de energía a los demás niveles, y sustentando a su vez, la presencia de los carnívoros que se alimentan de ellos. Una enorme variedad de insectos compite por el estiércol de los anteriores, permitiendo la reincorporación rápida de nutrientes al suelo, en lo que se podría llamar reciclaje de materia orgánica. Anfibios y reptiles son importantes depredadores, que controlan en particular las poblaciones de insectos y animales pequeños que se podrían proliferar, provocando malestar en el ambiente. Innumerables funciones, además de las anteriores, son llevadas a cabo de manera eficiente por diversos taxones animales, que constituyen un grupo clave para el análisis integral de cualquier ecosistema (Allison & Martiny, 2008; Block et al., 2001; Borsboom et al., 2002; Choi, 2004; Clewell & Aronson, 2013; Gardner, 2008; Hobbs, 2007; Nichols, et al., 2008; Oksanen, et al. 2018; Suazo-Ortuño et al., 2015; Wardle & Peltzer, 2007).

De esta manera, la recuperación de un área requiere un entendimiento integral de los ecosistemas intervenidos, asumiendo que un sistema natural es la unión de múltiples componentes tanto bióticos como abióticos, que interactúan en una red de intercambio de información, en la que vegetación y fauna son apenas dos de sus arquitectos constantes. Así, restaurar un ecosistema no solo significa crear unidades físicas similares a las existentes previamente a un disturbio, sino también restaurar las interacciones entre sus componentes para generar una unidad ecológica funcionalmente cercana a la original. Dicho de otra forma, para conocer qué tanto se ha restaurado un ecosistema, es necesario saber qué especies de entidades bióticas viven allí y en qué proporciones, cómo se relacionan entre sí y con los elementos abióticos, y cuál es su rol en el flujo de energía de los ecosistemas (Allison & Martiny, 2008; Block et al., 2001; Borsboom et al., 2002; Choi, 2004; Clewell & Aronson, 2013; Gardner, 2008; Hobbs, 2007; Nichols, et al., 2008; Oksanen, et al. 2018; Suazo-Ortuño et al., 2015; Wardle & Peltzer, 2007).

Por lo tanto, la incorporación del componente faunístico en los programas de restauración ecológica se constituye como un requerimiento fundamental, sin el cual, no sería posible una visión holística de este proceso. Esta integración, se puede concebir desde dos perspectivas conceptuales bien definidas. En primera instancia, se puede considerar la restauración en sí misma y la importancia de la fauna en esta, en donde ciertos grupos pueden aportar información importante

en cuanto al diagnóstico de los ecosistemas, y a su vez, pueden dar cuenta de la evolución del proceso, mediante la medición de sus atributos de diversidad; además, y en menor medida es posible usar la fauna como agente activo que ayude a superar ciertas barreras que se puedan presentar. En segundo lugar, la recuperación de la fauna propiamente dicha, es considerada otra forma de abordar el componente faunístico, mediante la restauración de ambientes para especies de animales que puedan estar amenazadas y su reintroducción directa en ellos, en los cuales el objetivo final del proceso es mantener y conservar sus poblaciones (Block et al., 2001).

A nivel mundial, se reconoce como una debilidad la falta de datos que soporten una relación concreta entre la recuperación de la fauna y la restauración del ecosistema. En el país son pocos los estudios en los cuales se implementan diagnóstico y monitoreo faunístico asociado a cada etapa de recuperación del ecosistema, y nulos los casos en los que se utilizan animales como agentes activos. Por tal razón, se exponen dos experiencias donde se utilizaron insectos, anfibios y reptiles como indicadores en el proceso de restauración del sector de la Golconda en la zona de amortiguación del PNN SYA.

¿Qué nos pueden decir los insectos sobre la restauración en el PNN SYA? Los insectos son artrópodos con una inigualable diversidad. Representan aproximadamente un 85% de las especies animales vivientes y juegan un papel destacado en las dinámicas ecológicas, debido a que ocupan todos los hábitats terrestres, incluyendo los ecosistemas de aguas continentales. Su importancia funcional es enorme, pues la gran variedad de hábitos, formas y relaciones intra e interespecíficas que presentan, les hace partícipes de infinidad de procesos ecológicos. Además, su alta abundancia los convierte en uno de los eslabones más importantes de la cadena trófica, con una contribución importante en el intercambio de energía a diferentes niveles. Estas, entre otras características hacen de los insectos un grupo de organismos con enorme potencial para el entendimiento holístico de cualquier ecosistema (Villarreal et al., 2004; Spector, 2006; Nichols et al., 2007; 2008; Cultid-Medina & Medina, 2015).

Sin embargo, el estudio de los insectos en las dinámicas de conservación es limitado, y son pocos los casos bien documentados en los que han sido usados para evaluar procesos de restauración. En particular, algunos grupos de insectos como los escarabajos coprófagos y las hormigas, han sido utilizados como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas, debido a su evidente respuesta a las perturbaciones ambientales y a la especificidad de algunas especies por ambientes conservados (Villarreal et al., 2004; Cultid-Medina & Medina, 2015).

El monitoreo de la biodiversidad entomológica antes, durante y después del proceso de restauración ecológica, puede dar cuenta del restablecimiento no solo de las coberturas vegetales, sino de características ecológicas integrales del ecosistema, y a su vez, brinda información importante en la toma de decisiones y corrección de errores metodológicos potenciales (Block et al., 2001). De igual manera, relacionar directamente los cambios en la diversidad de insectos con etapas específicas de la transformación de las coberturas, puede dar luces en cuanto al papel que cumplen en la recuperación ecosistémica y cómo ser usado en favor del proceso.

Escarabajos coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) (Fig. 15).

Son insectos que, como su nombre lo indica, se especializan en aprovechar el excremento de los mamíferos y de algunas aves como fuente de alimento y materia prima para la nidificación. A pesar de lo desagradable que pueda parecer, esta actividad les provee toda una gama de condiciones favorables para su reproducción y supervivencia; además, acarrea enormes beneficios para el ecosistema que habitan. El traslado y protección del excremento en galerías al interior del suelo repercute de forma importante en el reciclaje de materia orgánica (Halffter & Halffter, 1989).

El proceso de remoción de estiércol es altamente efectivo, y tiene impactos directos en el control de las poblaciones de insectos y parásitos que compiten con ellos por el excremento. Por otra parte, la relocalización del estiércol, indirectamente dispersa las semillas que están contenidas en este, de manera que pueden influir en la generación y expansión de coberturas vegetales, se tiene registro de escarabajos que trasladan el excremento ¡hasta 15 m desde la bosta!, la excavación de túneles y construcción de galerías en donde ovipositan y en ocasiones cuidan a sus crías, es benéfica para la salud del suelo, ya que lo oxigenan y descompactan favoreciendo entre otras cosas la captación de agua y la reincorporación de nutrientes (Nichols et al., 2007).



Figura 15. Escarabajos coprófagos Pertenecientes a la subfamilia Scarabaeinae. **A.** Estercoleros llevando sus bolas de alimento a sus nidos sobre la hojarasca del bosque en las áreas de restauración (*Canthon* sp.); **B.** Vista frontal de un espécimen capturado (*Deltochilum* sp.).

Algunas de estas especies son carroñeras y otras detritívoras, que pueden alimentarse de frutos en descomposición, hongos, y pueden llegar a ser depredadores de quilópodos, asociados a nidos de hormigas o a bromelias; son presas de otros insectos como escarabajos de la familia Staphylinidae y de otros organismos, y los ubica así dentro de diferentes niveles de la cadena trófica (Moreno-Mancilla

& Molano, 2016; Morón, 2003). Es un grupo altamente diverso, con más o menos 5.700 especies (Scholtz et al., 2009), de estas 1.300 habitan en los trópicos y 283 están para Colombia, aunque se considera que pueden ser 400 especies (Cultid et al., 2012).

Debido a que muchas especies de escarabajos coprófagos dependen de bosques nativos, sus comunidades son vulnerables a los procesos de fragmentación y por supuesto al cambio del hábitat (Klein, 1989; Nichols et al., 2007; Gardner et al., 2008). Lo anterior ha permitido estudiar este grupo como indicador ecológico en disturbios antrópicos (Halffter & Favila, 1993; Nichols et al., 2007; Escobar, 2000; Gardner et al., 2008). Estudios previos han permitido proponer a este grupo como clave para monitoreo de procesos de restauración ecológica, debido a que el análisis de su diversidad a lo largo de estos procesos, puede evidenciar un acercamiento a las características naturales del ecosistema que se quiere restaurar, y se relaciona

claramente con la diversidad de vertebrados, de tal manera que muestra una relación con los procesos de colonización, y abandono o uso de nuevas coberturas por parte de los mismos (Spector, 2006; Nichols et al., 2007, 2008).

Monitoreo

Se realizaron muestreos en las coberturas intervenidas (H y PE), desde abril de 2017, cada tres meses hasta marzo de 2018, con la finalidad de detectar cambios en la riqueza de especies en este periodo de tiempo, dichos muestreos fueron realizados con igual metodología e intensidad (esfuerzo de muestreo), realizado durante el diagnóstico con el fin de hacer comparables los resultados.

Para H, se capturaron cuatro individuos pertenecientes a dos especies durante el primer monitoreo y 15 individuos pertenecientes a siete especies, durante el segundo monitoreo; durante el tercer y cuarto monitoreo no se registró ninguna especie (Tabla 2).

Tabla 2. Abundancia de especies de escarabajos coprófagos durante el diagnóstico y monitoreo para H (Helechal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-4 corresponden a cada monitoreo.

Especie	D	M-1	M-2	M-3	M-4	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	0	0	2	0	0	2
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	2	0	1	0	0	3
<i>Canthon politus</i> / 18H	0	0	1	0	0	1
<i>Canthon</i> sp. 1	0	0	1	0	0	1
<i>Deltochilum</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0
<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i>	4	3	5	0	0	12
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	6	0	1	0	0	7
<i>Ontherus</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0
<i>Onthophagus curvicornis</i>	112	1	4	0	0	117
<i>Uroxys braquialis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Uroxys pauliani</i>	0	0	0	0	0	0
Total	126	4	15	0	0	145

Para P, durante el primer monitoreo se capturaron dos individuos de *Canthon* sp. 1, que corresponde a una especie que no había sido registrada durante el diagnóstico en ninguna de las zonas intervenidas, ni sistemas de referencia, mientras que, para el segundo monitoreo fueron capturados seis individuos pertenecientes a cuatro especies; durante el

tercer monitoreo, la abundancia de escarabajos fue nula con cero individuos, mientras que para el cuarto monitoreo aumentó considerablemente, 34 individuos capturados, pertenecientes a cinco especies, y reiterando la presencia de *Canthon* sp. 1 en esta cobertura (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia de especies de escarabajos coprófagos durante el diagnóstico y monitoreo para P (Pastizal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-4 corresponden a cada monitoreo.

Especie	D	M-1	M-2	M-3	M-4	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	0	0	0	0	0	0
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	0	0	0	0	0	0
<i>Canthon politus</i> /18H	1	0	0	0	2	3
<i>Canthon</i> sp. 1	0	2	1	0	1	4
<i>Deltochilum</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0
<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i>	3	0	1	0	6	10
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	3	0	0	0	0	3
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	5	0	1	0	16	22
<i>Ontherus</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0
<i>Onthophagus curvicornis</i>	87	0	3	0	9	99
<i>Uroxys braquialis</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Uroxys pauliani</i>	1	0	0	0	0	1
Total	100	2	6	0	34	142

¿Qué pueden decir estas cifras sobre la restauración ecológica en el sector de la Golconda?

En primer lugar, brinda información sobre el estado de conservación de los sistemas de referencia. La riqueza de especies muestra que tanto BR (12 especies) como BS (13) son los sistemas con mayor grado de conservación, debido a que albergan la mayor cantidad de especies, el sistema de referencia menos conservado y con una historia más reciente de disturbio es MD (3 especies), mientras que, RA tiene un grado de conservación intermedio entre las anteriores con nueve especies de escarabajos.

Es probable que esta riqueza sea reflejo del estado de sucesión en el que se encuentran estos sistemas, ya que BS y BR son bosques maduros, mientras que, el rastrojo alto (RA) es una cobertura que por su estructura, puede brindar cierta oferta de espacio

y recursos a especies generalistas como las pertenecientes al género *Dichotomius*, mientras que, el matorral denso (MD) al ser una cobertura con vegetación de bajo porte (< 2m), ofrece poco espacio para el vuelo de los escarabajos, además su reciente historia de uso de suelo, le hacen una zona con baja oferta de recursos, por lo cual, solamente se encontraron tres especies en bajas abundancias.

Una de las razones por las cuales el grado de conservación de un ecosistema puede ser indicado por su diversidad de escarabajos coprófagos, es que muchas especies son específicas de zonas poco intervenidas, géneros como *Canthidium*, *Canthon*, *Deltochilum*, *Ontherus* y *Uroxys* son reconocidos como indicadores positivos de conservación, ya que se reportan como muy abundantes y diversos al interior de bosques maduros (Cultid-Medina & Medina, 2015).

Se puede inferir que el nivel de conservación de la zona intervenida es bajo, pues, aunque tanto H como P tienen una riqueza de seis especies, en ambos casos la especie *Onthophagus curvicornis*, presentó las mayores abundancias (112 y 87 individuos respectivamente), mientras que las demás especies estuvieron representadas por menos de diez individuos. *O. curvicornis* es una especie de alta adaptabilidad y capacidad de colonización que, aunque puede habitar en bosques, frecuentemente domina en zonas abiertas y con disturbios antrópicos como potreros, matorrales y cultivos, por lo cual, es considerada una especie indicadora negativa para el estado de conservación de un lugar (Cultid-Medina & Medina, 2015).

A partir de esta información, se puede indagar sobre el cambio en la riqueza de especies que se presenta en las coberturas intervenidas, y a su vez, saber si estas coberturas están recuperando atributos ecológicos que le permitan a los escarabajos habitar allí. A pesar de que la recuperación de un ecosistema es un proceso a largo plazo (mayor a 10 años), imposible de evidenciar durante el tiempo de este estudio (corto plazo), es importante poder describir las primeras etapas en cuanto al monitoreo de escarabajos coprófagos, ya que actualmente no se conoce información que pueda dar luces sobre un comportamiento de las comunidades de escarabajos durante la restauración de un paisaje en Colombia (Cultid-Medina & Medina, 2015).

Para H, la cantidad de especies durante el segundo monitoreo aumentó a siete, sin embargo, las abundancias de todas las especies fueron menor de 10 individuos, la abundancia de *O. curvicornis* disminuyó drásticamente, mientras que la abundancia de *Dichotomius aff. satanas* aumentó de cuatro a ocho individuos con respecto del diagnóstico. Esto podría indicar un cambio leve en las condiciones de esta zona, que habrían desplazado las abundancias de la especie dominante a pastizales cercanos, permitiendo un uso de esta zona por especies generalistas como *D. satanas*; sin embargo, durante el tercer y cuarto monitoreo, no se capturó ningún individuo y la riqueza de especies fue cero.

A pesar de que un indicador del éxito de la restauración sea la disminución y/o desaparición de especies indicadoras negativas como *O. curvicornis* (Cultid-Medina & Medina, 2005), se espera de igual manera el aumento de la riqueza, con la llegada de especies como *D. satanas* o *Eurysternus marmoreus*, presentes en el sistema de referencia MD, o incluso de especies de RA como *Canthidium* sp. 34 H o *Canthon politus*. Esta disminución en la riqueza de escarabajos podría estar relacionada con la tasa de supervivencia de las plantas establecidas en la zona, la cual disminuyó considerablemente durante los dos últimos momentos del monitoreo, que generó un ambiente dominado por helechos con zonas de suelo descubierto, altamente compactado, y con impacto directo de radiación solar (Cultid-Medina & Medina, 2015). De esta manera, aún no es posible evaluar de manera certera el proceso de restauración ecológica llevado a cabo en esta zona.

En cuanto a P, la riqueza y abundancia de escarabajos, fue creciente en términos generales del estudio. Salvo el tercer monitoreo en el que la cantidad de especies fue nula, la riqueza de especies aumentó de una especie con dos individuos durante el primer monitoreo a cinco especies y 34 individuos en el cuarto. Las abundancias

de *Onthophagus curvicornis* disminuyeron de forma considerable con respecto del diagnóstico, que puede indicar, un cambio favorable en la cobertura después de la intervención, y como se había mencionado, esta especie es indicadora negativa, y se considera que la calidad de un hábitat tiene una relación inversa con sus abundancias (Cultid-Medina & Medina, 2015); de forma complementaria, esta disminución en la abundancia, podría ser explicada por la ausencia de excremento de ganado, recurso que es altamente aprovechado por *O. curvicornis*, presente durante los muestreos de diagnóstico, pero no disponible durante todo el tiempo de monitoreo.

Durante el primer, segundo y cuarto monitoreo se reportó la presencia de *Canthon* sp. 1, que no había sido registrada durante el diagnóstico, sugiriendo la oferta de alguna característica nueva en esta cobertura, desde el primer momento de la intervención, que posibilitó su uso para esta morfoespecie en los diferentes momentos del monitoreo; sin embargo, es necesario realizar la determinación taxonómica hasta nivel de especie, con el fin de encontrar información que pueda orientar sobre las características autoecológicas y comportamentales de la misma ¡si las hay!. Se sabe que las especies del género *Canthon* son propias de interior de bosque, lo cual podría indicar un proceso de cambio en la cobertura, inicialmente dominada por pastos, hacia un ambiente más boscoso y complejo. Aun así, esto es incierto, ya que esta morfoespecie fue encontrada en el momento inmediato a la intervención, pero aún P era una cobertura abierta con pocos árboles de alto porte. Una hipótesis a probar, es que, esta morfoespecie esté asociada al excremento de algún mamífero atraído por la oferta alimenticia que pudiese representar la conglomeración de algunas plantas específicas en la intervención.

¿Qué relación hay entre los escarabajos coprófagos y las diferentes coberturas vegetales en el sector de la Golconda? Cada cobertura representa una comunidad de plantas en diferente estado sucesional, en el que la complejidad de la misma es proporcional a la composición y estructura vegetal. Igualmente, coberturas como P y H, en donde dominan gramíneas exóticas y helechos de rápida dispersión, tienden a ser menos complejos que, B, B1 y B2, y están compuestas por una mayor cantidad de especies vegetales con árboles de alto porte y estructuras de tipo boscoso. Se conoce que la diversidad vegetal, tiene una relación directa con la diversidad de escarabajos coprófagos (Nichols et al., 2007), de manera que bosques y ecosistemas complejos tienen capacidad de albergar mayor diversidad de estos insectos, que aquellos ecosistemas de baja complejidad como pastizales.

Con el fin de profundizar sobre las relaciones ecológicas entre los escarabajos coprófagos presentes en el área y las coberturas vegetales en donde fueron encontrados, se realizaron análisis que involucraron la diversidad de estos insectos, y la estructura de cada cobertura. La información registrada en el periodo entre 2017 y 2018, a partir de las especies plantadas (diámetro a la altura del pecho, altura, estado fenológico, estado fitosanitario y cobertura), así como el recambio de especies de plantas e insectos en el tiempo. La matriz de cobertura vegetal sobre la cual se establecieron las plantaciones (bajo el modelo de núcleos), en ambos casos, dominada por diferentes especies de gramíneas exóticas.

Complejidad del muestreo. El primer paso, para estos análisis fue evaluar la eficiencia de los muestreos. Esto consiste, en términos generales, en saber si la cantidad de especies encontradas a través de las metodologías propuestas representa la diversidad real de especies de escarabajos presentes en cada cobertura, o en qué proporción está representada dicha diversidad por las especies capturadas en los muestreos. Esto, debido a que, las inferencias en términos de diversidad y relaciones planta-insecto no serían acertadas, si el inventario de especies fuera incompleto o tuviese una baja representatividad.

Para ello se desarrolló el cálculo de estimadores de riqueza no paramétricos basados en incidencias, más utilizados en estudios de diversidad y conservación: ICE (Incidence Coverage-based Estimator, Chao & Lee, 1992), Chao2 (Chao, 1984), Jackknife de primer orden (Heltshe & Forrester, 1983) y Jackknife de segundo orden (Heltshe & Forrester, 1983), que no requieren el cumplimiento de supuestos, frente a la distribución de las incidencias de las especies, y no requiere ajustar un modelo matemático en particular (Gotelli & Colwell, 2011).

Estos estimadores permiten determinar a través de una curva, la acumulación asintótica con una fase creciente inicial, relacionada con bajas incidencias de las especies con pocas muestras, mientras la fase asintótica es cuando disminuye el número de especies con incidencias bajas (especies raras) (Gotelli & Colwell, 2011), los cálculos se realizaron con EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2016), así las curvas de acumulación se realizaron a través ggplot2 (Wickham et al., 2018; Moreno, 2001).

En total se registraron 3.751 escarabajos, en ocho géneros y 15 especies. La mayor riqueza se halló en los bosques (BS y BR) con 13 especies, luego en los helechales y rastrojos (vegetación secundaria) con nueve especies cada uno. La especie más abundante, es *Canthidium* sp. con 1.564 individuos, y las especies menos abundantes pertenecen a *Canthon*, *Dichotomius* y *Ontherus* (Tabla 4, Fig. 16).

La cobertura con más escarabajos fue el bosque ripario, con 2.199 individuos, el rastrojo bajo con 14 individuos. La mayor riqueza la presentaron los géneros *Uroxys* con tres especies, luego *Canthidium*, *Canthon*, *Eurysternus*, *Ontherus* y *Dichotomius* con dos especies cada uno, mientras que *Deltochilum* y *Onthophagus* con una especie cada uno (Tabla 4).

Tabla 4. Abundancia de especies de escarabajos para las comunidades vegetales, en el PNN SYA. BS: Bosque Secundario, BR: Bosque Ripario 1, H: Helechal, PEI: Pastizal Enmalezado 1, RA: Rastrojo Alto, RB: Rastrojo Bajo.

Especie	BS	BR	H	PEI	RA	RB	Total
<i>Canthidium</i> sp. 2/27 H	85	88	2	0	26	0	201
<i>Canthidium</i> sp. 34 H	200	1307	3	0	54	0	1564
<i>Canthon</i> aff. <i>politus</i> / 18H	88	395	1	3	11	0	498
<i>Canthon</i> sp. 1	0	0	1	4	0	0	5
<i>Deltochilum</i> sp. 1	40	37	0	0	8	0	85
<i>Dichotomius</i> aff. <i>satanas</i>	319	131	12	10	79	1	552
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	1	0	1	3	0	0	5
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	2	17	1	0	0	0	20
<i>Eurysternus</i> <i>marmoreus</i>	15	21	7	22	3	3	71
<i>Ontherus</i> sp. 1	1	3	0	0	0	0	4
<i>Ontherus</i> sp. 3	9	5	0	0	4	0	18
<i>Onthophagus</i> <i>curvicornis</i>	50	10	117	99	16	10	302
<i>Uroxys</i> <i>braquialis</i>	128	68	0	0	0	0	196
<i>Uroxys</i> <i>pauliani</i>	104	39	0	1	8	0	152
<i>Uroxys</i> sp. 3	0	78	0	0	0	0	78
Total	1042	2199	145	142	209	14	3751

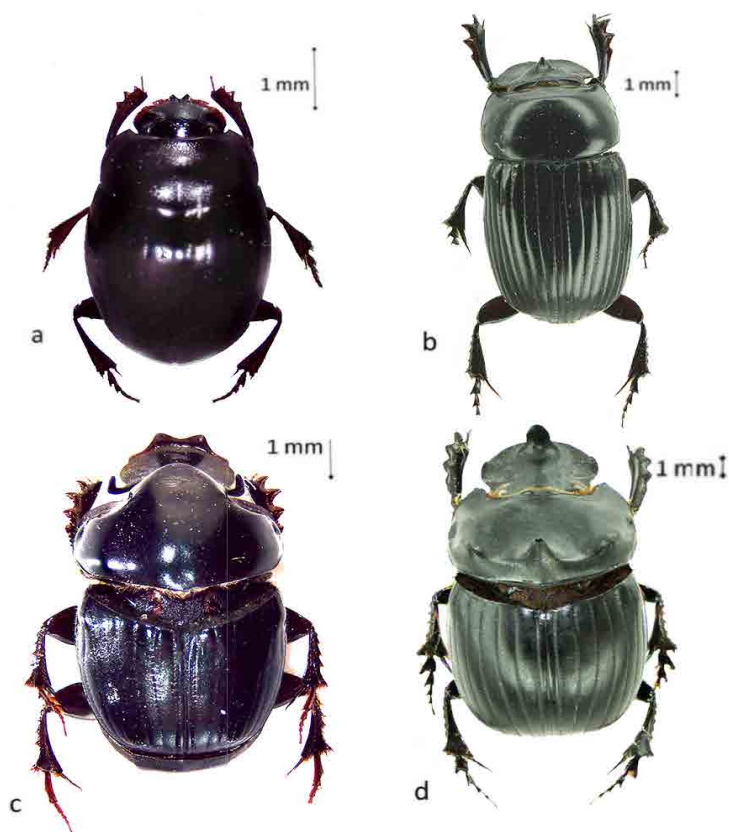


Figura 16. Escarabajos colectados en el PNN SYA. **a.** *U. braquialis*; **b.** *Ontherus* sp. 1; **c.** *O. curvicornis*; **d.** *D. satanas*.

Uroxys sp. 3, fue especie exclusiva para BR. Dos especies se encontraron en dos coberturas, *Canthon* sp. 1 hallada en H y PE1, y *Ontherus* sp. 1 presente en BS y BR. Las especies que se encontraron en todas las coberturas fueron *Dichotomius* aff. *satanas*, *Eurysternus marmoreus* y *Onthophagus curvicornis*, demostrando hábitos generalistas, y como *U. brachialis* y *Ontherus* sp. 1, fueron exclusivas en coberturas conservadas (BS y BR), como posibles indicadoras.

Los estimadores de riqueza no paramétricos calculados, reflejaron una alta eficiencia para el estudio, mostrando curvas de acumulación asintóticas conforme aumenta el número de muestras, las curvas duplicadas y únicas, reflejan una tendencia a caer según se incrementa el número de muestras (Fig. 17), que indica que los muestreos realizados, fueron suficientes para encontrar casi la totalidad de especies que se pueden presentar en la zona, dando lugar a una mínima probabilidad de encontrar especies nuevas en el sector de la Golconda.

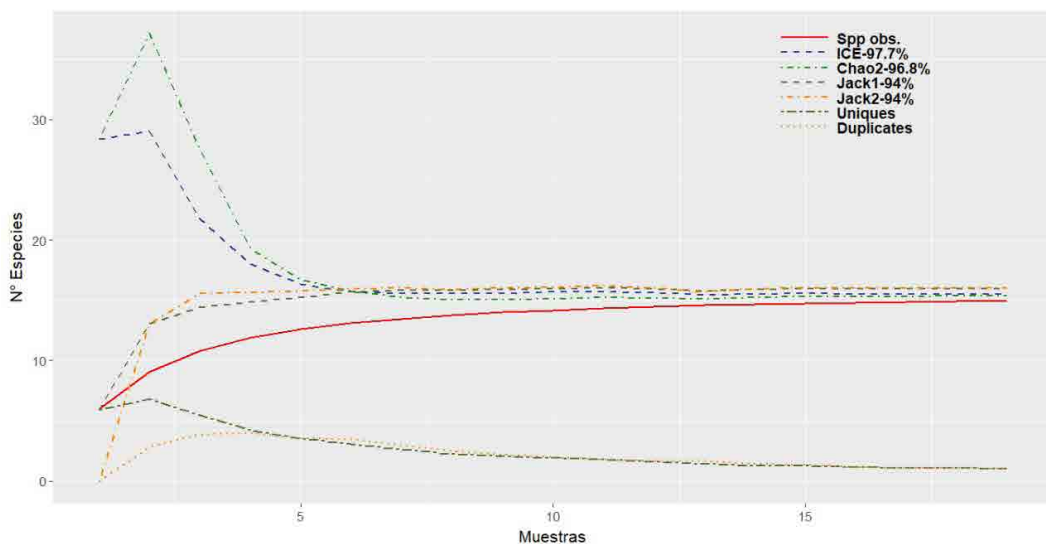


Figura 17. Diversidad alfa para coleópteros en el PNN SYA.

Diversidad alfa (α): Perfiles de diversidad y números de Hill. Es la medida intrínseca de la composición (número de especies) y estructura (especies dominantes y especies raras) de las comunidades. Su importancia radica en que la medición de estos atributos, permite la comparación de la diversidad de escarabajos coprófagos de cada cobertura, de manera que, esta pueda servir para conocer el estado de conservación de las coberturas evaluadas.

Para una valoración integral asociada a cada una de las coberturas evaluadas y la comparación entre ellas, se elaboraron perfiles de diversidad con los números de Hill (1973), según Jost (2006), donde cada número se relaciona a un orden de diversidad en particular. El orden 0 (0D) representa el número total de especies recolectadas (Riqueza de especies), el primer orden (1D) representa el número de especies con incidencias equitativas (uniformidad- exponencial del índice de entropía de Shannon), y el segundo orden (2D) corresponde al número de especies con mayores incidencias (dominancia- inverso del índice de Simpson) (Chao & Jost, 2015). El cálculo de los perfiles de diversidad se hizo con "SpadeR" (Chao et al., 2016); así, se evaluaron las diferencias entre grupos por cobertura a través del solapamiento de los intervalos de confianza (95%) de cada uno de los órdenes (Chao & Jost, 2015).

Así se evidenció la mayor riqueza (q_0) en coberturas con mayor complejidad estructural y composicional, es decir, los bosques (B1_0 y B2_0), con 13 especies en cada una; así, las especies se distribuyen más equitativamente en el bosque secundario (B1_0), con una diversidad un poco más alta, con respecto a las otras coberturas muestreadas (Fig. 18).

Las coberturas inicialmente intervenidas tienen una baja riqueza con relación a los sistemas de referencia, debido a una menor disponibilidad de recursos, por ejemplo, alimento o refugio, y las especies halladas son generalistas, como *O. curvicornis* y *D. satanas*.

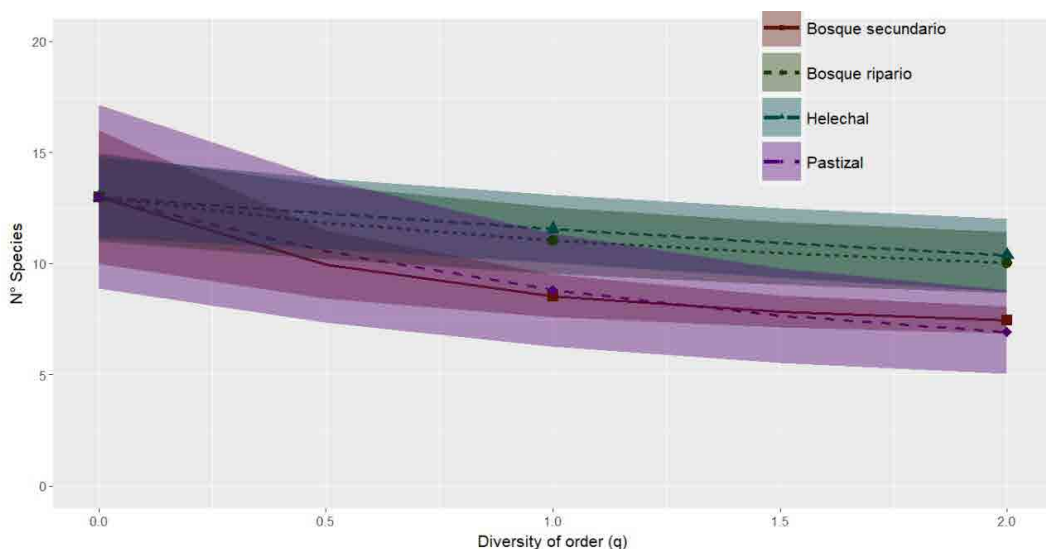


Figura 18. Diversidad alfa en función de la riqueza de especies ($q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson.

Diversidad beta (β). Para establecer las posibles relaciones entre la diversidad de escarabajos coprófagos, las características físicas en cada etapa sucesional de cada cobertura, mediante un análisis de correspondencia sin tendencia o DCA (Detrended Correspondence Analysis). Este método permite estimar unidades de desviación estándar del recambio de especies (Hammer & Harper, 2005; Borcard et al., 2011; Correa-Metrio et al., 2014; Gauch, 1982; Hill & Gauch, 1980). El DCA se realizó con Vegan (Oksanen et al., 2018) y se ilustraron con ggplot2 (Wickham et al., 2018), a través de RStudio (RStudio Team, 2017) para el programa R (R Core Team, 2017).

Este análisis entre las abundancias de coleópteros sobre los diversos tipos de coberturas en el sector de la Golconda, muestra que, el 82,8 % de la variabilidad de los datos, fue explicada por los dos primeros ejes del modelo (Fig. 19). El primer eje discriminó las coberturas, por su estructura y composición, y el segundo eje los separó en función de la proximidad de las coberturas que, como el rastrojo, están más próximos en composición y estructura a los bosques. Así las cosas, la variación de la diversidad de escarabajos coprófagos es explicada en un 67,3% por el tipo de cobertura, siendo las coberturas más complejas como los bosques, aquellas que presentan una mayor capacidad de albergar especies e individuos de escarabajos. El 15,5% de esta variación, se explica por la cercanía de las coberturas a aquellas con mayor diversidad de escarabajos, indica que la riqueza y abundancia de estos insectos en determinadas coberturas, está relacionada a su capacidad de colonizar y moverse entre las diferentes coberturas evaluadas.

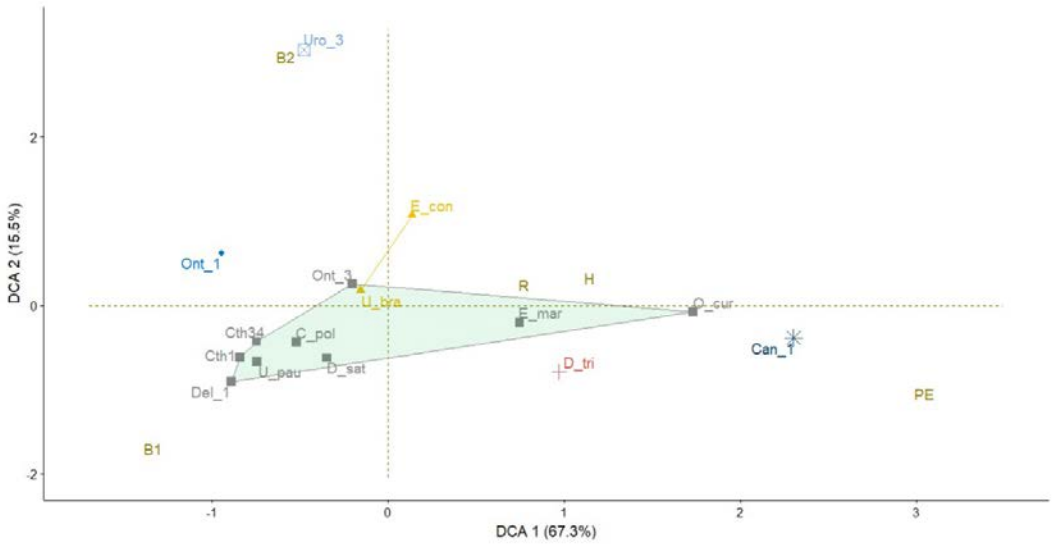


Figura 19. Análisis de correspondencias sin tendencia (DCA) realizado entre las abundancias de coleópteros y las comunidades vegetales.

El bosque secundario y el pastizal tienen las especies menos semejantes, y explica el 67% de la variabilidad del modelo, más heterogéneas en la composición de especies, siendo una importante diferencia en la presencia/ocurrencia de estas especies, en función de las comunidades vegetales; y muestran diversos estadios sucesionales en el área de estudio. Datos que coinciden con los estercoleros, sus mayores riquezas y abundancias en los bosques como las áreas más conservadas (Nichols et al., 2007).

Si se hace referencia a la propuesta de trayectoria ecológica establecida como hipótesis de trabajo para abordar la restauración ecológica, se puede observar una mayor semejanza en la composición de especies de coleópteros entre bosques, respecto a rastrojo, helechal y pastizal. Dicha composición, en este caso refleja un gradiente que concuerda con las etapas esperadas en la sucesión ecológica de las coberturas intervenidas, por lo que se espera que la diversidad de escarabajos coprófagos, sea similar a las encontradas, conforme va pasando el tiempo de la intervención, pasando por algunas etapas. De esta forma, se esperaría que, a largo plazo, las coberturas intervenidas se hayan transformado en coberturas boscosas con una diversidad de escarabajos similar a la de los bosques de referencia evaluados en este estudio.

Dicho de otra manera, se observa una tendencia hacia la mayor semejanza de la riqueza de escarabajos entre los bosques con el rastrojo alto, y entre pastizal, helechal y rastrojo bajo, en una clara segregación por el gradiente de recursos que potencialmente se ofertan para los escarabajos. Lo que indica una tendencia a una mayor especialización en función de una alta complejidad estructural de las comunidades vegetales. Un ejemplo, es la especie más abundante en P y H, *O. curvicornis*, que es considerada como generalista e indicadora negativa, en hábitats donde las coberturas son abiertas y de baja complejidad estructural. En estas comunidades vegetales, la abundancia de la especie disminuyó considerablemente,

una vez iniciados los procesos de plantación como se había mencionado; esto puede dar indicios del posible efecto causado por el incremento de la cobertura de especies nativas, permitiendo justificar, el uso de los coleópteros coprófagos como indicadores de avances en procesos de restauración ecológica en sus primeras fases.

Hormigas (Hymenoptera: Formicidae)

Son organismos ampliamente conocidos por el alto nivel de organización social (eusocialidad) que presentan la mayoría de sus especies, en la que los individuos forman colonias estructuradas jerárquicamente con una separación de castas especializadas en funciones específicas. Su diversidad taxonómica y funcional, las hacen partícipes de procesos naturales de alta importancia para los ecosistemas que habitan (Hölldobler & Wilson, 1990). El hábito de algunas especies de construir las colonias bajo tierra, favorece el flujo de nutrientes y su mineralización, ya que remueven constantemente las partículas del suelo, intercambiando así material subterráneo con sustrato de la superficie, a la vez que crean túneles y conductos (Wagner et al., 2004); lo que además contribuye a mejorar características del suelo como textura y pH (Wilson, 2000; Lafleur et al., 2005).

Estos insectos intervienen directamente en la arquitectura de las coberturas vegetales, y son considerados como agentes importantes en la restauración espontánea o asistida de bosques, ya que participan activamente en la dispersión de semillas, proceso llamado, mirmecocoria; incluso, existen especies de plantas cuyas semillas solo pueden germinar cuando han sido llevadas al interior del hormiguero, en donde emiten aromas que atraen insectos que serán depredados por las hormigas, constituyendo uno de los tantos ejemplos de mirmecofilia (relación mutualista entre hormigas y plantas) (Krebs, 1994).

Las hormigas constituyen un grupo de insectos relativamente bien estudiado, con casi 13.000 especies descritas, agrupadas en alrededor de 290 géneros y 21 subfamilias (Ward, 2007). Este es un atributo útil en el monitoreo y evaluación de procesos de restauración, pues permite conocer con cierta exactitud, las entidades taxonómicas (especies) que llegan o se van de un lugar intervenido a lo largo del tiempo (Escobar et al., 2007; Domínguez-Haydar & Armbrrecht, 2011); además, poder identificar las especies propias de sitios conservados o no, las convierten en insectos que brindan buena información en cuanto a la bioindicación y diagnóstico del grado de conservación de un ecosistema (Agosti, 2000; Andersen & Majer, 2004; Andersen & Brault, 2010).

Lo anterior, junto a otras características, han hecho que su monitoreo sea una herramienta usada recientemente para la evaluación de los procesos de restauración. El recambio de especies de hormigas en una cobertura vegetal sometida a siembras asistidas, puede, dependiendo de las especies que llegan o se van, indicar si el proceso ha sido exitoso o no, ya que muchas especies son altamente relacionadas a determinados hábitats, y sensibles a cambios antropogénicos en los usos del suelo (Roth et al., 1994; Armbrrecht et al., 2005).

A continuación se presentan los resultados del diagnóstico y monitoreo de hormigas durante el proceso de restauración ecológica en el sector de la Golconda, al igual que el análisis sobre la posible relación de la diversidad de hormigas con el tipo de cobertura, para esto se usaron las mismas metodologías aplicadas a

escarabajos coprófagos (Cobertura de muestreo: ICE, Chao 2, Jackknife de segundo orden, singletons y doubletons, análisis de diversidad alfa: números de Hill; análisis de diversidad beta: DCA), en datos obtenidos desde el año 2016 hasta el año 2018, por lo que se sugiere revisar el apartado correspondiente en la sección de escarabajos coprófagos para cualquier aclaración sobre los métodos; sin embargo, la única diferencia en la aplicación de los métodos fue, para el caso de las hormigas, se utilizó información de incidencia (presencia/ausencia) debido a sus altas abundancias.

Monitoreo. Se realizaron dos muestreos de monitoreo en las coberturas intervenidas a saber H y P, durante abril de 2017 y marzo de 2018, con la finalidad de intentar detectar cambios en la riqueza de

morfoespecies de hormigas a lo largo de este tiempo, dichos muestreos fueron realizados siguiendo la misma metodología e intensidad, realizado durante el diagnóstico con el fin de hacer comparables los resultados.

Para H, se evidenció un aumento en la riqueza de especies a lo largo del monitoreo, pasando de siete morfoespecies registradas durante el diagnóstico en el año 2016, a 18 morfoespecies registradas en el último monitoreo en el año 2018 (Moreno-Mancilla et al., 2018). *Camponotus* sp. 1, *Cyphomyrmex* sp. 1, *Odontomachus* sp. 1, *Pheidole* sp. 1 y *Solenopsis* sp. 1 fueron morfoespecies que se mantuvieron en esta cobertura a lo largo del tiempo evaluado, mientras que la única morfoespecie que desapareció durante el monitoreo fue *Nylanderia* sp. 1 (Tabla 5).

Tabla 5. Presencia y ausencia de morfoespecies de hormigas monitoreo para H (Helechal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-2 corresponden a cada monitoreo.

Morfoespecie	D	M-1	M-2	Total
<i>Acromyrmex</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Camponotus</i> sp. 2	0	0	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Hypoponera</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Labidus</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Linepithema</i> sp. 2	0	0	1	1
<i>Nylanderia</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Odontomachus</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	1	1	2
<i>Pachycondyla</i> sp. 2	0	1	1	2
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	1	1	2
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 4	0	0	1	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	1	0	1	2
<i>Solenopsis</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	1	1
Total	7	11	18	

Aunque en términos generales, la riqueza en P también aumentó durante el tiempo de estudio, hubo una disminución en el número de morfoespecies registradas durante el primer monitoreo (2017), inmediatamente después de las siembras. Al igual

que en H, las morfoespecies que permanecieron durante todo el tiempo evaluado fueron *Camponotus* sp. 1, *Pheidole* sp. 1 y *Solenopsis* sp. 1, mientras que *Anochetus* sp. 1, *Atta* sp. 1 y *Megalomyrmex* sp. 1 desaparecieron durante el monitoreo (Tabla 6).

Tabla 6. Presencia y ausencia de morfoespecies de hormigas monitoreo para P (Pastizal). **D.** Diagnóstico; **M.** Monitoreo. Números 1-2 corresponden a cada monitoreo.

Morfoespecie	D	M-1	M-2	Total
<i>Anochetus</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Atta</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Labidus</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Megalomyrmex</i> sp. 1	1	0	0	1
<i>Odontomachus</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	0	1	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	0	1	0	1
<i>Solenopsis</i> sp. 1	1	1	1	3
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	1	1
Total	6	4	11	

¿Qué nos pueden decir estas cifras sobre la restauración ecológica en el sector de la Golconda?

En primera instancia, y como se indica en los resultados de los escarabajos coprófagos, los bosques al ser ecosistemas más complejos y con una mayor diversidad vegetal, pueden albergar mayor cantidad de especies de hormigas, indicando que representan ambientes con mayor nivel de conservación. Aun así, H también presenta siete morfoespecies, que es un reflejo de la forma en que responden las comunidades de hormigas al grado de conservación de un hábitat, que es diferente a la de las comunidades de escarabajos coprófagos y, por lo tanto, el potencial en bioindicación y evaluación de procesos de restauración es diferencial entre ambos grupos. Por su parte, la riqueza de morfoespecies en pastizal fue

la menor, debido a que es un ecosistema con baja capacidad para albergar especies de hormigas.

Esta información también permite reconocer las morfoespecies exclusivas, tanto de los sistemas de referencia, como de las coberturas intervenidas, de tal manera que su aparición o desaparición, pueden indicar si el proceso de restauración presenta los resultados esperados. Por ejemplo, *Brachymyrmex* sp. 1, fue una especie exclusiva de los bosques de referencia durante el diagnóstico, teniendo en cuenta que, según la trayectoria ecológica, propuesta como hipótesis de trabajo en la restauración, tanto H y PEI deben a lo largo del tiempo ser similares en composición y estructura a BS, BR1 y BR2, se espera que esta morfoespecie se establezca, luego de determinado tiempo en pastizales y helechales intervenidos.

Así, la aparición de *Brachymyrmex* sp. 1 en P durante el segundo monitoreo, podría estar indicando un cambio en esta cobertura, generado por el proceso de restauración, que ha permitido su llegada y posible establecimiento, en lo que antes era un pastizal.

De igual manera, la desaparición de morfoespecies como *Nylanderia* sp. 1, exclusiva de H durante el diagnóstico, puede indicar que las siembras han generado una modificación en esta cobertura, provocando la migración de esta morfoespecie, que posiblemente haya estado habitando el lugar por alguna característica o recurso propio del helechal inicial. Sin embargo, para afirmar estas hipótesis es necesario identificar estos morfotipos hasta nivel de especie, con el fin de saber si representan especies que hayan sido propuestas como indicadoras de calidad de hábitat.

El aumento de la riqueza de morfoespecies en sí mismo, tanto en H como en PE1, indica que estas coberturas han sido colonizadas por diferentes tipos de hormigas a lo largo del monitoreo. Esto refleja que dichas coberturas están ofreciendo algún tipo de recurso o condición ambiental que estaba ausente en el diagnóstico, y que ha aparecido probablemente en relación a la siembra y establecimiento de especies vegetales durante el proceso de restauración. Aun así, para H este cambio puede estar relacionado con la baja tasa de supervivencia de las plantas establecidas, pues esto generó un ambiente abierto con alta exposición a la radiación solar, y características de suelo compactado y erosionado, que favoreció la llegada de hormigas de la subfamilia Myrmicinae, ampliamente conocida por ser generalistas y con alta adaptabilidad a ambientes perturbados (Arcila & Lozano-Zambrano, 2003), como *Pheidole* sp. 3, *Pheidole* sp. 4 y *Solenopsis* sp. 2. No obstante, para corroborar la relación que pueda tener el aumento de la riqueza de hormigas con la restauración, es necesario seguir monitoreando a mediano y largo plazo el proceso, además de identificar con mayor resolución las hormigas registradas.

Por otro lado, se ha propuesto que la bioindicación y evaluación de procesos de restauración mediante hormigas, debe ser enfocada no tanto a especies, sino a grupos funcionales, con referencia a la presencia o recuperación de funciones en un ecosistema, mediante la llegada de especies de hormigas (Arcila & Lozano-Zambrano, 2003). De esta manera, la llegada de morfoespecies como *Odontomachus* sp. 1 y *Pachycondyla* sp. 1 durante el último monitoreo en P, podría representar la recuperación de una función dentro de la cobertura, que tiene que ver con el control de especies de artrópodos, que puedan ser depredadas por estas "cazadoras solitarias"; sin embargo, esto se debe comprobar mediante análisis de diversidad funcional y, como se mencionó antes, monitoreo a mediano y largo plazo de las comunidades de hormigas en el proceso de restauración.

¿Qué relación hay entre las hormigas y las diferentes coberturas vegetales en el sector de la Golconda? Con el fin de profundizar sobre las relaciones ecológicas entre las hormigas y las coberturas vegetales, se realizaron análisis que involucraron la diversidad de estos insectos, y la estructura de cada cobertura. La información comprendió el periodo entre 2017 y 2018, con datos de las especies establecidas (DAP, altura, fenología, estado fitosanitario y cobertura) y del recambio de especies de plantas e insectos en el tiempo. La matriz de cobertura sobre la que fue establecida la plantación, en ambos casos, dominada por diferentes especies de gramíneas exóticas.

Para estos análisis se incluyeron las comunidades vegetales que constituyeron los sistemas de referencia en el proceso de restauración (BS, BR1 y BR2), y aquellas coberturas que fueron intervenidas mediante siembras (H y PE).

Complejidad del muestreo. En total hay 28 morfoespecies, en 17 géneros (Tabla 7). La mayor riqueza fue en H con 19 morfoespecies, luego BR1 con 16; por el contrario, la menor riqueza de hormigas fue BR2 y BS con seis y siete morfoespecies respectivamente. Los géneros *Odontomachus* y *Camponotus* fueron observados en la mayoría de las comunidades vegetales estudiadas, siete y seis, respectivamente. En contraste, *Anochetus*, *Atta*, *Crematogaster*, *Cyphomyrmex*, *Neoponera* y *Pheidole*, se observaron en una sola comunidad vegetal. *Crematogaster* sp. 2 e *Hipoponera* sp. 1 se encontraron en dos coberturas vegetales, sin embargo, no fueron exclusivos de sistemas conservados ni de sistemas intervenidos.

Tabla 7. Presencia de morfoespecies de hormigas para las coberturas vegetales, en el sector de la Golconda, PNN SYA. 0: Ausencia, 1: Presencia; BS: Bosque Secundario, BR1: Bosque Ripario 1, BR2: Bosque Ripario 2, H: Helechal, PE1: Pastizal Enmalezado 1, PE2: Pastizal Enmalezado 2, PE3: Pastizal Enmalezado 3.

Morfoespecie	BR1	BS	BR 2	H	PE 1	PE 2	PE 3	Total
<i>Acromyrmex</i> sp. 1	1	0	0	1	1	1	0	4
<i>Anochetus</i> sp. 1	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Atta</i> sp. 1	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	1	1	1	0	1	0	0	4
<i>Camponotus</i> sp. 1	1	1	1	1	1	0	1	6
<i>Camponotus</i> sp. 2	1	0	0	1	0	1	0	3
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Crematogaster</i> sp. 2	1	0	0	0	0	0	1	2
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Hypoponera</i> sp. 1	1	0	0	1	0	0	0	2
<i>Labidus</i> sp. 1	1	0	0	1	1	1	1	5
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Linepithema</i> sp. 2	1	0	0	1	0	1	1	4
<i>Megalomyrmex</i> sp. 1	1	1	1	0	1	0	0	4
<i>Neoponera</i> sp. 1	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nylanderia</i> sp. 1	1	1	1	1	0	0	0	4
<i>Odontomachus</i> sp. 1	1	1	1	1	1	1	1	7
<i>Pachycondyla</i> sp. 1	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Pachycondyla</i> sp. 2	1	0	0	1	1	0	0	3
<i>Pheidole</i> sp. 1	1	1	1	1	1	0	0	5
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	0	0	1	1	0	1	3
<i>Pheidole</i> sp. 3	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Pheidole</i> sp. 4	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Pheidole</i> sp. 5	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	0	1	0	1	1	0	0	3
<i>Solenopsis</i> sp. 1	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>solenopsis</i> sp. 2	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Solenopsis</i> sp. 3	1	0	0	0	0	1	1	3
Total	16	7	6	19	17	9	8	

Los muestreos realizados fueron suficientes por encontrar casi la totalidad de especies, que se pueden presentar en la zona, dando lugar a una mínima probabilidad de encontrar especies nuevas en el sector de la Golconda (Fig. 20).

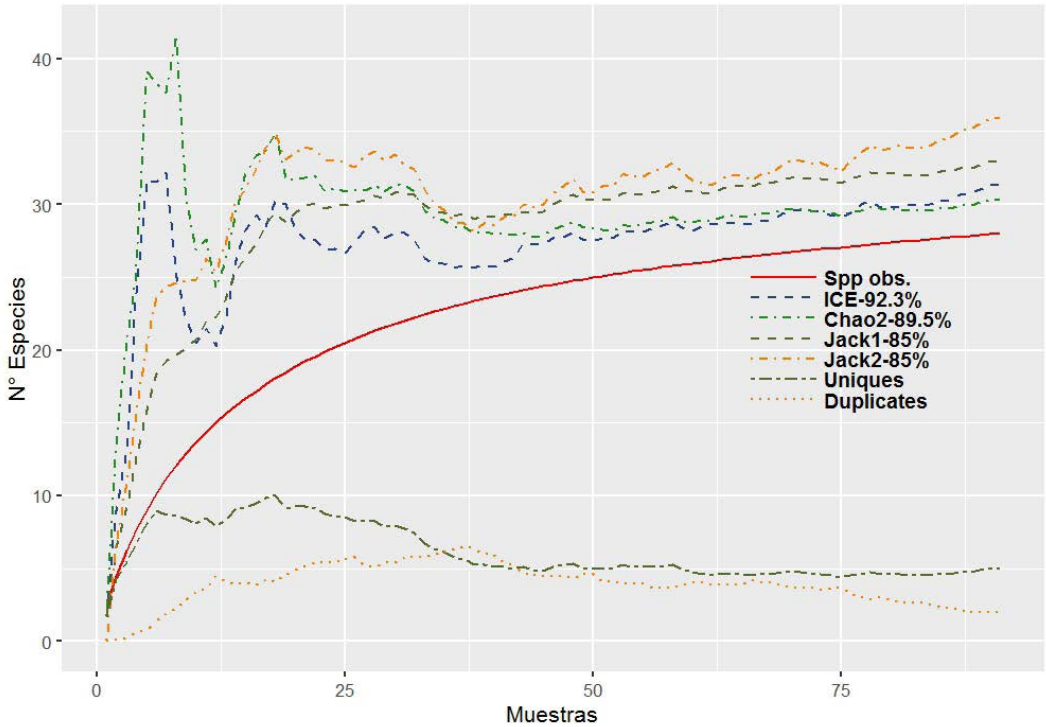


Figura 20. Diversidad alfa para hormigas en el PNN SYA.

Diversidad alfa (α): perfiles de diversidad y números de Hill. El mayor número de especies de hormigas se encontró en helechal (19 morfoespecies) y pastizal PE1 (17), con respecto a el bosque ripario, mejor conservado donde se hallaron 16 especies. En ambos casos, la diversidad de hormigas aumentó con el tiempo, así como, un incremento en la cantidad de especies (q_0), en equitatividad y dominancia (Fig. 21).

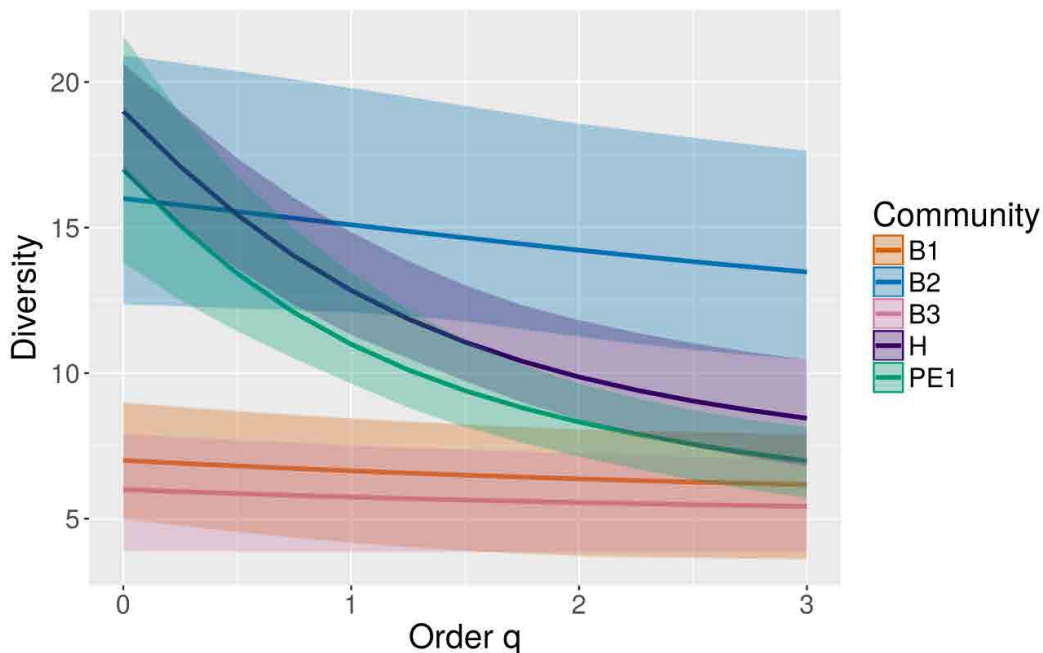


Figura 21. La diversidad alfa en función de la riqueza de especies ($q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson.

En este caso, la presencia de un mayor número de especies en el helechal, puede explicarse como resultado de la combinación de condiciones propiciadas por las características del mismo experimento: el helecho *Pteridium arachnoideum* fue controlado –previa plantación– a través de un único corte de su biomasa aérea, lo que permitió la rápida expresión temprana del banco de semillas y posteriormente, el rebrote mismo de *P. arachnoideum* mediante reproducción vegetativa. El helechal ofertaba diversas condiciones microambientales –quizás– más favorables para el tránsito de los organismos (en comparación con los pastizales), una abundante hojarasca y una ubicación espacial entre fragmentos de bosque, que probablemente explican parte de lo observado.

Al menos 10 de las especies en el helechal, son grupos funcionales para los que las condiciones del suelo son muy relevantes, como: oferta de biomasa de la hojarasca, oportunidad de depredación en suelo (p. ej.: larvas de coleópteros e isópteros), entre otros; el incremento de la diversidad fue notablemente mayor al finalizar el segundo monitoreo, y la razón de cambio en la diversidad fue casi el doble, en contraste con el primer monitoreo (muestreo 0 con $q_0=4$; muestreo 2 con $q_0=11$), siendo consistente con lo observado en otros estudios (Arenas et al., 2015; Armbrrecht et al., 2005; Sanabria et al., 2014) debido a la rápida adaptación de las hormigas de suelo ante los cambios ambientales.

Diversidad beta (β). Con el DCA se analizó la riqueza de hormigas sobre diversos tipos de comunidades vegetales, lo que indicó que, un 70,5% de la variabilidad de los datos se explica con los dos primeros ejes del modelo. El primer eje discriminó

las comunidades vegetales por su complejidad estructural y composicional, entre tanto, el segundo eje los separó principalmente en función de la proximidad espacial entre comunidades dominadas por gramíneas exóticas y bosques. Esto indica que sí existe una relación entre la diversidad de hormigas y la comunidad vegetal de cada cobertura, que explica su variación en un 36,6%. De igual manera, la cercanía entre coberturas es otro factor importante que explica la variación de la diversidad de hormigas en un 34,4%; sin embargo, aún existe un 30% de la variación en la diversidad de hormigas, que se explica por otros factores no conocidos hasta el momento (Fig. 22).

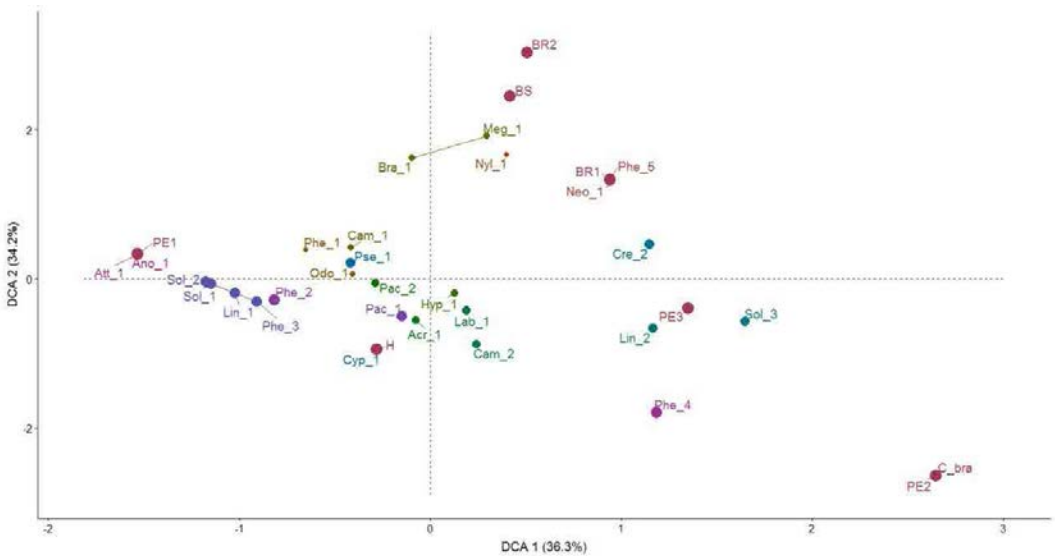


Figura 22. Análisis de correspondencias sin tendencia (DCA) realizado entre las abundancias de hormigas y las comunidades vegetales.

El bosque ripario (BR1) y el pastizal no. 1 (PE1) presentan las mayores diferencias en la semejanza entre especies, y explica el 36% de la variabilidad del modelo, a través de la composición de especies, lo que se interpreta como una importante diferencia en la presencia/ocurrencia de especies de hormigas en función de las comunidades vegetales (Fig. 23).

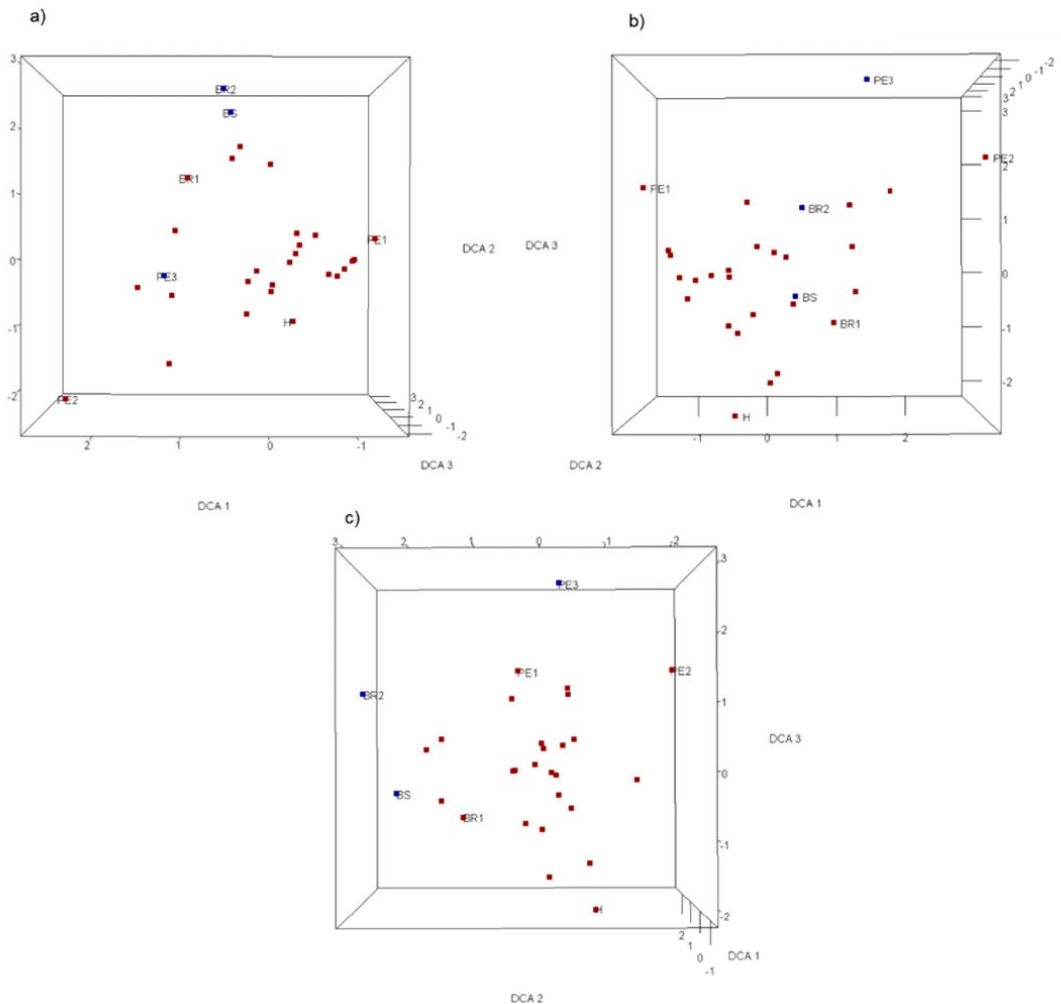


Figura 23. Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) realizado entre la riqueza de especies, en cuatro muestreos sobre diversos tipos de coberturas en PNN SYA. **a)** DCA entre componentes 1 y 2; **b)** DCA entre componentes 1 y 3; **c)** DCA entre componentes 2 y 3.

En una revisión preliminar de gremios, los géneros observados (Arenas et al., 2015), pertenecen a 11 gremios, que pese a la gran amplitud de características ecológicas que ellos expresan, y por su posible interés para la restauración, a saber:

- a) El género *Neoponera* se observó exclusivamente en uno de los bosques riparios. Es un género donde la mayoría de sus especies se alimentan y anidan en árboles (de Freitas et al., 2018); si es el caso de las especies observadas, implicaría que las condiciones en áreas en restauración aún no ofertan recursos para su colonización.
- b) *Pheidole*, no permite mayores conclusiones, sus comportamientos diversos, desde especies exclusivas de bosques, a aquellas con amplia

distribución entre bosques y pastizales, hasta especies exclusivas de pastizales.

- c) *Brachymyrmex* asociado con actividad especializada, y parece buen indicador de áreas en proceso de recuperación (Palacio & Fernández, 2003; Arenas et al., 2015); además de ser sensible a las perturbaciones ambientales (Marinho et al., 2002). Palacio & Fernández (2003) le consideran dentro del gremio de "especialistas mínimas de vegetación", aparece efectivamente en las comunidades vegetales más complejas en estructura y composición (bosques) y a la vez que en uno de los pastizales (PE1).

En el pastizal PE1, se establecieron 11 núcleos de vegetación en 4 ha y se observaron tasas de éxito de establecimiento superiores al 74%. Hallar al género *Brachymyrmex* en los núcleos plantados, puede ser resultado del logro en el establecimiento del material vegetal y el cambio temprano en las comunidades vegetales de pastizales hacia matorrales abiertos de especies nativas.

- d) Otro género, *Linepithema*, es uno de los géneros que integran el gremio de "arbóreas pequeñas de reclutamiento masivo", caracterizadas por su gran territorialidad en la dominancia del recurso alimenticio y su facultad de descender al suelo si perciben fuentes de alimento (Palacio & Fernández, 2003). Fue observado en los núcleos plantados tanto en helechales de *Pteridium arachnoideum* como en pastizales.

Se recuerda que los pastizales y helechales, antes de la plantación de especies nativas, eran prácticamente comunidades vegetales monoespecíficas, dominadas bien por *Pteridium arachnoideum* o alguna gramínea de origen africano, principalmente: *Urochloa decumbens* y *Melinis minutiflora*; otros géneros observados, pero menos comunes: *Andropogon*, *Panicum* y *Paspalum*.

¿Qué nos pueden decir los anfibios y reptiles sobre la restauración en el PNN Serranía de los Yariguies? (Fig. 24). Investigaciones realizadas a lo largo del mundo han documentado drásticas disminuciones en las poblaciones de anfibios y reptiles (Rueda-Almonacid et al., 2004; Morales-Betancourt et al., 2015). Las causas responsables de tal disminución son: la introducción de predadores exóticos, contaminantes ambientales, efectos en la radiación ultravioleta y agentes de enfermedades como la quitridiomycosis en anfibios, causada por el hongo patógeno *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd) y parásitos (Blaustein et al., 1994; Kiesecker et al., 2001; Barragán & Karol, 2002); sin embargo, la causa que más aporta en provocar alteraciones en tales factores estresantes es la pérdida de hábitat; estudios realizados por Armenteras et al. (2003), informan que, las tasas anuales de deforestación siguen siendo altas, comparando con la extensión original de coberturas vegetales de bosques andinos y subandinos que están protegidas.



Figura 24. Anfibios y reptiles del PNN SYA. **Izquierda.** Rana *Pristimantis*. **Derecha.** Serpiente *Bothriechis schlegelii*.

A pesar de todas estas problemáticas, la herpetofauna aún cumple un papel importante en los ecosistemas, debido a que son considerados bioindicadores del estado de salud de estos, la presencia o ausencia de algunas especies de anfibios y reptiles puede indicar la condición en la que se encuentra un área por medio de distintas formas. Por ejemplo, este grupo de organismos ayuda en la dispersión de semillas, y en ocasiones, polinizan órganos florales, siendo esencial en la cadena trófica, y son depredadores de artrópodos y pequeños vertebrados, y son presa de muchos otros animales, influyen de manera directa o indirecta en la bioturbación de ecosistemas acuáticos, en pocas palabras, mantienen una circulación constante de energía y materia entre medios acuáticos y terrestres, y aportan al flujo desde el suelo hasta el dosel del bosque (Galindo-Urbe & Hoyos-Hoyos, 2007; Valencia-Aguilar et al., 2013; Whiles et al., 2013; Urbina-Cardona et al., 2015). Por tal razón, la herpetofauna puede llegar a ser un grupo de organismos que brinden información necesaria para comprender la conexión que existe en procesos de restauración ecológica.

Anfibios. Actualmente se encuentran descritas 7939 especies de anfibios (Frost, 2018), y 821 especies se encuentran en territorio colombiano (Acosta-Galvis, 2017). Esta gran riqueza en anfibios, representa amplia importancia para el aprovechamiento de servicios ecosistémicos que son brindados por este grupo de fauna, ya que, como se mencionó, ejecutan un rol importante en el ecosistema al ser predadores y presas. De igual forma, se desempeñan como controladores de plagas, lo que es fundamental para reducir la proliferación de enfermedades y el éxito agropecuario (West, 2018). Así como, las sustancias excretadas por piel de algunas especies de anfibios, tienen propiedades antibióticas y pueden ser posiblemente utilizadas para la cura de diferentes enfermedades (Wang et al., 2016).

Los anfibios, aparte de ser beneficiados por la restauración de los bosques, pueden acelerar las interacciones tróficas que existían antes de la perturbación del sitio afectado. De tal manera que, se amplía el modo de comprender las funciones y procesos ecológicos que ocurren en la restauración ecológica; sin embargo, se

conoce muy poco acerca de la respuesta de los anfibios a los proyectos de restauración, y son escasas las investigaciones que monitorean el restablecimiento de esta fauna; en el sur de los Estados Unidos se han realizado largos monitoreos (más de tres años) en bosques, luego de un largo periodo de haber llevado a cabo la reforestación de los mismos, y se logró evidenciar un notorio aumento en la diversidad de anfibios (Hanlin et al., 2000; Litt et al., 2001; Hocking et al., 2008), este mismo aumento se observó en los humedales del Everglades (Rice & Mazzotti, 2004; Rice et al., 2006). No obstante, para Colombia no se han reportado monitoreos con especies de anfibios en proyectos de restauración, pese a que ya existen protocolos e indicadores para el monitoreo en herpetofauna para estos procesos de restauración ecológica (Urbina-Cardona et al., 2015).

Reptiles: Colombia tiene aproximadamente 537 especies de reptiles, de las cuales 44 están bajo algún grado de amenaza (SIB Colombia, 2018), es decir, alrededor del 8%. Los métodos de muestreos, comparados con otros grupos de fauna requeridos para un monitoreo, tienden a ser más sencillos, ya que no se necesita un amplio personal ni equipos especializados (Urbina-Cardona et al., 2015). Adicionalmente, es un clado taxonómico que se encuentra en gran parte del país, razón por la cual son recomendados para evaluar el grado de recuperación de un ecosistema que está en proceso de restauración ecológica; sin embargo, a la fecha en Colombia no existen o no se han publicado investigaciones que expongan cambios en los indicadores usualmente utilizados para el monitoreo de los reptiles en este tipo de procesos de restauración.

Igual que los anfibios, los estudios que evalúan las respuestas de los reptiles a los cambios en las coberturas vegetales por medio de la restauración ecológica, son muy escasos y están repartidos principalmente en el continente australiano y europeo. Por ejemplo, para el caso de Australia, se llevaron a cabo cinco estudios de cronosecuencias en este grupo de fauna (Borsboom et al., 2002; Hobbs, 2003; Kavanagh et al., 2005; Kanowski et al., 2006; Cunningham et al., 2007), quienes reportaron que, según la especie del reptil y si eran generalistas o, por el contrario, eran dependientes de coberturas boscosas, varían las respuestas de estos organismos a la restauración ecológica (Munro et al., 2007). En síntesis, los reptiles que están mucho más agremiados a coberturas boscosas, dependen de una estructura del microhábitat más compleja, ya que usan ese recurso para refugio, alimentación, reproducción, termorregulación, etc.; y poder observar estas especies en sitios que fueron reforestados, expresa que allí encuentran algún tipo de recurso que necesiten para poder desarrollar las actividades anteriormente mencionadas.

Monitoreo de la herpetofauna en el PNN SYA: con el fin de evaluar el éxito del proceso de restauración ecológica en el sector de la Golconda del PNN SYA, se pueden manifestar cambios en los indicadores. Para ello, se evaluó la dinámica de las comunidades de anfibios y reptiles, teniendo en cuenta los criterios de abundancia y riqueza, con el objetivo de utilizar indicadores cuantificables como el número de individuos observados (abundancia) y el número de especies (riqueza), para cada cobertura vegetal evaluada en el sector de la Golconda (Ver capítulo III). Sin embargo, existen muchos más indicadores que permiten diagnosticar si el área restaurada está o no cumpliendo con el pronóstico esperado. Por

ejemplo, el índice de condición corporal, que debería incrementar en las áreas reforestadas y llegar a una similaridad cercana al 80% con las poblaciones de los sitios de referencia; otro indicador puede ser la diversidad funcional, cuyos grupos funcionales deben ser los mismos y preferiblemente en la misma proporción comparada con las áreas de referencia; o un indicador como la estructura trófica, entre otros (Urbina-Cardona et al., 2015).

A pesar de que la mayor parte de las investigaciones realizan monitoreos que llevan más de tres años de cronosecuencias, no le debe restar importancia de aquellos trabajos que pretenden comprender las respuestas de ciertos organismos en procesos de sucesión temprana de la restauración ecológica. A continuación, se presentan resultados del monitoreo de los anfibios y reptiles, antes, durante y después del proceso de plantación realizado en el sector de la

Golconda, en un corto plazo de un año. Es imprescindible resaltar que el presente trabajo, representa un gran aporte a los procesos de restauración ecológica por medio de monitoreos de la herpetofauna en ecosistemas andinos de Colombia.

Resultados del monitoreo

Se registraron un total de 453 individuos de anfibios, distribuidos en cinco familias y 10 especies (Tabla 8) para todo el monitoreo, es decir, antes-durante y después de las plantaciones. La cobertura vegetal que presentó el mayor número de especies fue la de pastizal (PA), seguida de bosque secundario (BS) y bosque ripario (BR) (Tabla 8). Así mismo, la especie que más se observó fue la salamandra *Bolitoglossa guaneae*, con un total de 116 para las tres salidas de campo; la segunda especie que más se observó fue *Pristimantis* sp. 1 y la tercera *Rheobates palmatus*.

Tabla 8. Anfibios observados en las diferentes coberturas vegetales del sector de la Golconda en el PNN SYA.

TAXÓN		COBERTURA VEGETAL				
Familia	Especie	BR	HE	PA	BS	MD
Pletodontidae	<i>Bolitoglossa guaneae</i>	X			X	
Aromobatidae	<i>Rheobates palmatus</i>	X		X	X	X
Bufonidae	<i>Rhinella horribilis</i>			X		
Craugastoridae	<i>Pristimantis acutirostris</i>	X	X	X		X
	<i>Pristimantis</i> sp. 1		X	X		X
	<i>Pristimantis</i> sp. 2	X			X	X
	<i>Pristimantis</i> sp. 3				X	
Hylidae	<i>Pristimantis taeniatus</i>	X			X	
	<i>Boana xerophylla</i>			X		
	<i>Dendropsophus microcephalus</i>			X		

La notable abundancia de *Bolitoglossa guaneae* se convierte en referente muy importante si se requieren tomar acciones con fines de conservación, ya que es una especie catalogada como Vulnerable según la lista roja de la IUCN (IUCN, 2017), endémica para la vertiente occidental de la cordillera Oriental, que se distribuye en bosques andinos de los departamentos de Boyacá y Santander (Acosta-Galvis &

Gutiérrez-Lamus, 2012); lo que explica sus únicos registros en BS y BR. Adicionalmente, solo hasta la última salida de campo, se logró una recaptura de una salamandra adulta en BS, dicho ejemplar fue marcado con el código 2 y era un individuo en etapa juvenil, lo cual indica que de seguir con tales monitoreos y la técnica de captura-marcaje-recaptura, podría aportar datos significativos a nivel pobla-

cional, que den respuesta al comportamiento de esta especie en un proceso de restauración ecológica.

Otras especies que solo se observaron en BS y BR, fueron dos ranas del género *Pristimantis*; *P. taeniatus* es una especie de amplia distribución, que suele encontrarse en bosques subandinos y andinos de las zonas asociadas al Valle del Magdalena y Tierras bajas del Pacífico (Ruiz-Carranza et al., 1996; Lynch & Ardila-Robayo, 1999; Restrepo et al., 2017); y está catalogada por la lista roja de la IUCN con datos deficientes (DD) (IUCN, 2018). Así mismo, la riqueza de PA se debe principalmente a que las especies que se encuentran en esta área, son en su mayoría de distribución amplia y generalistas como *Rhinella horribilis*, *Boana xerophylla* y *Dendropsophus microcephalus* (Acuña-Vargas, 2016; Astwood-Romero et al., 2016); o como *Rheobates palmatus*, una especie que, a pesar de ser endémica de Colombia, suele observarse en áreas que han sufrido cambios en su cobertura natural. Es importante aclarar que, una especie generalista es aquella que puede llevar a cabo su ciclo de vida en una gran variedad condiciones ambientales con el uso los recursos disponibles.

Por último, la abundancia de *Pristimantis* sp. 1 en PA y la presencia de esta y otras especies del mismo

género como *P. acutirostris* y *P. sp. 2* en HE y MD, se debe a que forman parte del complejo Terra-rana (Wells, 2007). Es decir, que son organismos que no sufren una metamorfosis en su ciclo de vida, sino que todo su desarrollo se lleva a cabo adentro del huevo y cuando emergen del mismo, eclosionan organismos ya completos, pero notoriamente mucho más pequeños que el tamaño de un adulto que está en edad reproductiva.

Para el caso de los reptiles, se obtuvo un total de 14 individuos que pertenecen a cinco familias y seis especies, cuatro son especies de serpientes y dos son lagartos (Tabla 9). Es un número mucho menor de registro de individuos que los obtenidos para los anfibios, sin embargo, esta diferencia se atribuye principalmente a que la mayoría de las especies de anfibios que se observaron en este estudio, tienden a estar más agrupados a ciertos lugares como cuerpos de agua, o a vegetación que les brinde la humedad requerida para su sobrevivencia, mientras que especies como las serpientes, se identifican por ser cripticas, lo que equivale a una baja frecuencia en sus observaciones (Rojas-Murcia et al., 2016). Además, los reptiles poseen una piel cubierta por escamas, lo cual les brinda una mayor tolerancia a la baja humedad y su rango de dispersión es más amplio que el de los anfibios (McDiarmid et al., 2012).

Tabla 9. Reptiles observados en las coberturas vegetales monitoreadas del sector de la Golconda, PNN SYA.

TAXÓN		COBERTURA VEGETAL			
Familia	Especie	BR	HE	PA	BS
Dactyloidae	<i>Anolis</i> sp.	X			
Sphaerodactylidae	<i>Lepidoblepharis</i> sp.				X
Elapidae	<i>Micrurus mipartitus</i>	X	X	X	
Viperidae	<i>Bothriechis schlegelii</i>	X	X		X
Colubridae	<i>Chironius</i> sp.		X	X	
	<i>Liophis</i> aff. <i>melanolotus</i>			X	

En BR, HE y PA se encontraron tres especies de reptiles en cada una, seguidos de BS con dos especies, mientras que para MD no se observó ninguna. Los lagartos estuvieron únicamente en bosque, la especie *Anolis* sp. se observó en BR y la especie

Lepidoblepharis sp. para BS. La presencia de estos ejemplares se debe a que, para el caso del lagarto del género *Lepidoblepharis*, se encuentra principalmente entre la hojarasca de los bosques, a causa de que

las especies de este género presenta hábitos semifosoriales (Rojas-Murcia et al., 2016).

Las especies con mayor abundancia fueron las serpientes *Micrurus mipartitus* y *Bothriechis schlegelii*, suelen ser observadas en áreas rurales utilizadas para la agricultura y asentamientos humanos (Ríos-Soto et al., 2017); sin embargo, predominan en áreas como bosques primarios y secundarios con poco grado de intervención antrópica, especialmente *B. schlegelii*, que es una especie que comparte hábitos arbóreos y terrestres (Gómez & Buitrago-González, 2017). Estos comportamientos y reportes previos explican la presencia de *M. mipartitus* en BR, HE y PA, y *B. schlegelii* en HE, BR y BS.

La serpiente *Chironius* sp. reportada PA y HE, y *Liophis* aff. *melanolotus* que se observó en PA, son especies que, a un periodo de corto plazo para el monitoreo de los procesos de restauración ecológica, no arrojan resultados contundentes, debido a la baja detección, y que son especies que se han observado en varias coberturas en otros estudios (Carvajal-Cogollo et al., 2007; Rojas-Murcia et al., 2016; Vargas-Salinas & Aponte-Gutiérrez, 2016). Razón por la cual, no se puede asegurar de manera específica su preferencia por algún tipo de cobertura.

Con respecto a la abundancia y riqueza en cada uno de los monitoreos que se realizaron, se evidenció un menor registro en la abundancia para el monitoreo 3, así como un menor número de especies. Esta disminución se atribuye primordialmente a que no se presentaron precipitaciones, este factor ambiental es importante para el comportamiento de los anfibios y reptiles, ya que la disminución en las lluvias provoca una disminución en la actividad poblacional de la herpetofauna (Toft, 1980; Suárez-Badillo & Ramírez-Pinilla, 2004; Moreno-Arias & Quintero-Corzo, 2015).

Para comprender la relación entre las poblaciones de los anfibios y reptiles con las coberturas vegetales en cada uno de los monitoreos, se realizó un análisis de correspondencia sin tendencias ("DCA" del inglés Detrended Correspondence Analysis), el cual puede representar ciertos patrones en gráficos de dos o más ejes (Fig. 25). Como se evidencia, existen agrupamientos entre las especies y las coberturas vegetales en cada monitoreo en tres grupos principales, en el cual, la cobertura de BS en los monitoreos 1, 2 y 3 están relacionadas en gran parte con la rana *Pristimantis* sp. 3, la salamandra *Bolitoglossa guaneae* y el lagarto *Lepidoblepharis* sp., mientras que *P.* sp. 2 y *P. taeniatus* están relacionadas con esta cobertura en una menor medida.

Las especies que presentan la mayor relación con el BS durante el desarrollo de los monitoreos, se debe a sus historias de vida y la manera en la que usan ciertos recursos que solo se encuentran en dicha área. Por ejemplo, las salamandras carecen de pulmones, por lo que cumplen su proceso de respiración a través de la piel, y para que estos organismos puedan respirar adecuadamente, requieren de ambientes con temperaturas constantes y una alta humedad en la atmósfera (Wells, 2007). Así mismo, las especies del género *Pristimantis*, que como se mencionó anteriormente, tienen desarrollo directo y requieren alta humedad para que se pueda desarrollar por completo el embrión en el huevo (Wells, 2007).

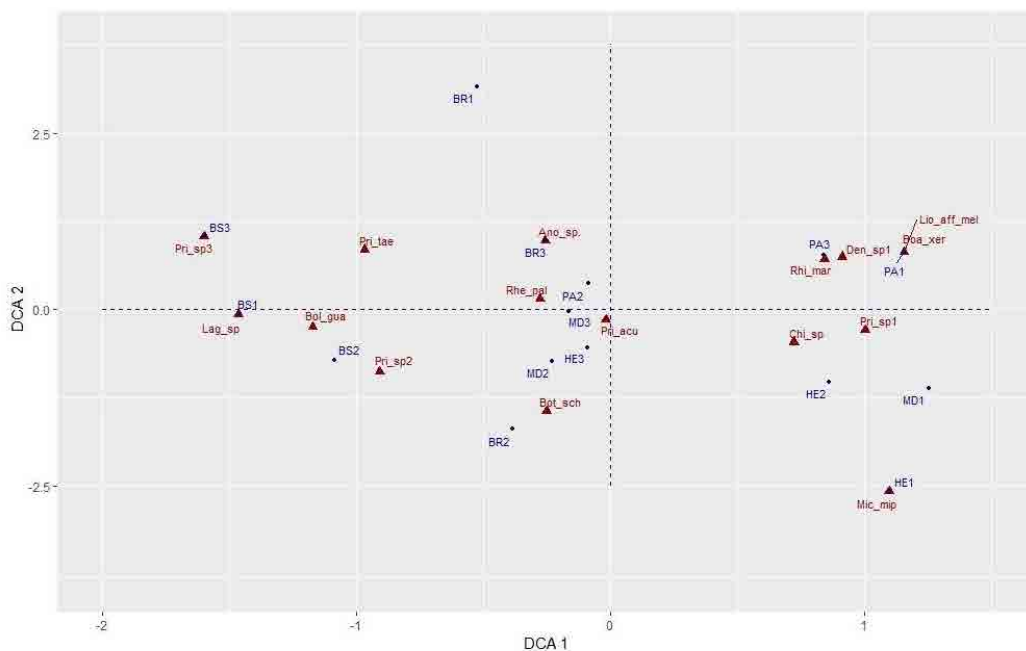


Figura 25. Diagrama de ordenamiento DCA de las coberturas evaluadas en cada monitoreo, y las especies de anfibios y reptiles observadas.

El segundo agrupamiento refleja la presencia de especies que, aunque su mayor abundancia está en BR, pueden soportar muy bien las condiciones que brindan ambientes como PA, HE y MD. La presencia de estas especies en dichas coberturas, se debe a la proximidad que existe entre estas áreas con el BR, de tal manera que forman un ecotono que les puede brindar los requerimientos necesarios para llevar a cabo sus procesos de vida. Por ejemplo, *Rheobates palmatus* es una especie se ha reportado en ambientes como los pastizales y cultivos (Cortés-Suárez, 2014; Jerez & Yara-Contreras, 2017), de tal modo que explica los registros en PA y MD. Además de tener comportamientos de cuidado parental, ya que carga los renacuajos en el dorso para trasladarlos de un cuerpo de agua a otro.

Para el caso de los reptiles, algunas especies del género *Anolis* como *A. gaegei*, han sido reportadas en zonas boscosas, pero rara vez en el interior de ellas (Carvajal-Cogollo et al., 2007; Rojas-Murcia et al., 2016); lo cual explica por qué se observó una especie de este género, en procesos de termorregulación en el borde de BR, sobre las hojas de las plantas.

El tercer agrupamiento indica la asociación de especies generalistas con PA y MD. Tales especies son; *B. xerophylla*, *D. microcephalus* y *R. horribilis*, que son comunes en áreas con altos grados de intervención humana (Buitrago-González & Vargas-Salinas, 2014; Acuña-Vargas, 2016). Sin embargo, son especies que dependen de cuerpos de agua como humedales, charcas y pequeños estanques, donde depositan una gran cantidad de huevos (Wells, 2007).

Cabe resaltar que, la rana de lluvia *Pristimantis acutiros* es una especie que, a pesar de su baja abundancia, se observó en todas las coberturas vegetales monitoreadas, lo cual la podría convertir como una población potencial que dará ciertas respuestas en procesos de restauración ecológica a mediano plazo (5 a 10 años). Mientras que, si se requiere medir el éxito de estos procesos de recuperación ecológica a largo plazo (más de 10 años), se podrían utilizar especies como *Bolitoglossa guaneae* y *Lepidoblepharis* sp., ya que requieren recursos específicos que ya se mencionaron anteriormente y solo les brinda las áreas de bosque; y podrían estar presentes en las áreas anteriormente restauradas, si el tamaño de las copas de los árboles los protege de las variaciones extremas de temperatura y, si existe suficiente hojarasca en el suelo para disminuir la evaporación del agua y el recurso de alimentos que necesitan.

Por último, y como conclusión, el PNN SYA es considerado como uno de los mayores reservorios de recurso genético del departamento de Santander (Díaz, 2008), y las especies endémicas de anfibios y reptiles son más vulnerables a la pérdida y fragmentación del hábitat, debido a que se distribuyen preferencialmente en el interior de los bosques y son dependientes de la calidad del hábitat, evadiendo los bordes y las actividades (Urbina-Cardona et al, 2006; Valencia-Aguilar et al., 2013). Por tal razón, proyectos de restauración ecológica como los que se están desarrollando, son de vital importancia para aumentar el flujo genético de especies que están bajo algún grado de amenaza.

5.4 LA GENTE DE LA SERRANÍA DE LOS YARIGÜES

Comunidades rurales, la academia y el intercambio de saberes. En esta sección se visibiliza el aporte del conocimiento local a la restauración ecológica, a partir de la sistematización de información, se reconoce la importancia de la participación comunitaria en procesos de restauración, no solo en términos biofísicos, sino también socioculturales. El proceso de participación comunitaria para la restauración ecológica en el PNN SYA, como acción de corte experimental, empleó técnicas y herramientas de las ciencias sociales como la observación participante, el diálogo de saberes, la entrevista semiestructurada y talleres de capacitación. Por medio de la vinculación de la comunidad, se identificaron percepciones sobre el entorno natural y social de Yarigués; así como, la identificación de saberes campesinos, que representan estrategias sostenibles frente a las técnicas de producción agrícola actuales. En este proceso, se generaron lecciones de la experiencia de trabajo realizada con la comunidad de Yarigués.

Descripción territorial de la Serranía de los Yarigués: la Serranía de Los Yarigués es una estribación al noroeste de la cordillera Oriental en la Región Andina de los Andes en Colombia localizada entre los 06° y 07° de latitud norte en el departamento de Santander (Donegan et al., 2010), la cual debe su nombre a la

etnia de los Yareguíes que en la época colonial habitó el vasto territorio del actual Magdalena Medio (Velázquez & Castillo, 2006; Velázquez, 2008).

La Serranía denominada por los indígenas como Los Lloriquíes o Los Yariguíes, y que luego, se conoce como la cordillera de Los Cobardes, debido a que por esas montañas huían los indígenas por las espesas selvas del Carare-Opón, tras las afrentas de los conquistadores españoles (IGAC, 1996).

En mayo de 2005, el área es declarada reserva y alindera como PNN SYA a través de la Resolución 0603 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (Diario Oficial, 2005); se constituye con el objetivo de contribuir a la conservación de zonas de vida y de regulación de servicios ecosistémicos relacionados con el recurso hídrico (Díaz, 2008; Resolución 0133, 2010).

En el Parque confluye la cuenca hidrográfica del río Suárez, la cual tiene como aportantes las microcuencas de las quebradas la Chimera, Santa Rosa, Cincomil y Chiviriti (Olaya et al., 2010). La microcuenca la Cincomil tiene un área de 18.881,20 ha (Duarte-Sánchez, 2011), y su cauce principal está distribuido en las veredas Alta Cruz, la Montuosa y Santa Ana de Flórez del municipio de Simacota, y Vega de San Juan y Salitre del Hato (EOT, 2001; PDM, 2016).

La región Andina tiene una gran diversidad biológica, cultural, social y económica en Colombia (Armenteras et al., 2003). La vegetación y su composición florística son el producto de factores que han interactuado a través del tiempo (Galindo et al., 2003). Por consiguiente, el conocimiento de los ecosistemas es un aspecto primordial para el desarrollo de estrategias de uso y conservación de los bosques (Medina et al., 2010).

Estrategia de participación comunitaria: corresponde al proceso de construcción participativa con la comunidad campesina, de personal académico y funcionarios del Parque Nacional, involucrados en la gestión territorial del área protegida.

El propósito consistía en establecer espacios participativos (Fig. 26), a partir de visitas de campo a la población ubicada en las veredas Montuosa y Hoya Negra en Simacota y Vega de San Juan y Centro en el Hato, así como, la realización de un diplomado, iniciativas que facilitaron el intercambio de conocimiento entre campesinos y técnicos, para la apropiación de saberes sobre la realidad territorial y la planeación concertada de acciones en el futuro, orientadas a transformar, a través de la restauración ecológica participativa los conflictos de interés sobre el uso de los recursos naturales.



Figura 26. Visita con actores estratégicos. **A.** Encuentro con el Sr. Marcos García; **B.** Reunión en la Alcaldía Municipal del Hato.

La generación de espacios participativos, supuso la realización de un diagnóstico que incluyó entrevistas semiestructuradas con actores sociales, salidas de reconocimiento y acciones de cartografía social. Este proceso fue de interés para el aprendizaje y el reconocimiento entre actores con intereses que convergen en el conocimiento del territorio.

De esta manera se desarrollaron actividades planificadas participativas, enfocadas a identificar tres aspectos, -el estado de afectación del área a restaurar; -los objetivos y estrategias que debería incorporar un proceso de restauración ecológica con el fin de planear el curso de la acción; y -la vinculación de los actores sociales de acuerdo a las posibilidades prácticas, para el proceso de implementación de las acciones.

El territorio visto desde los pobladores: los habitantes manifiestan que vivir en la Serranía de Los Yariguíes, les provee tranquilidad y entornos con belleza escénica, es un territorio rico en recursos naturales como el hídrico, el cual configura una red de importancia para la región, exponen que todo lo cultivado se produce y que tienen sus animales de cría libres en el campo. Además, opinan que hay presencia de aire sano, sin contaminación ni ruido, y el sonido de las aves alrededor de sus viviendas es confortante (Vergara, 2018a).

En este territorio con diversidad biológica y cultural, la provisión y regulación del recurso hídrico es valorada por los pobladores, como una de las contribuciones más importantes del entorno natural que los rodea. La microcuenca Cincomil, es el principal cauce que une a las comunidades que habitan las zonas aledañas al sitio de restauración, asimismo se presentan otras quebradas a lo largo de esta cuenca principal (Fig. 27).



Figura 28. Visita a pobladores, Sr. Pablo Salgar, vereda Centro.

Por lo anterior, los saberes locales relacionados con la implementación de arado con caballos y bueyes, en agricultura se da la rotación de cultivos, uso de residuos orgánicos, erradicación manual de hierbas arvenses, siembra de árboles nativos alrededor de rondas hídricas y mantenimiento de coberturas arbóreas, formándose esta como una propuesta para la conservación de los servicios ecosistémicos en la Serranía (Vergara, 2018b).

El principal reto en Yariguíes es el manejo de los recursos naturales, una búsqueda entre el aprovechamiento económico de estos, el conocimiento de la población y la conservación de la estructura y función fisicobiótica de sus cuencas hidrográficas (Fig. 29). Para lograr este reto se debe producir una transformación del campo, reconociendo lo rural como decisivo para el futuro de Colombia.



Figura 29. Visita a la Sra. Eloísa Suárez Cala, vereda Montuosa.

El propósito a largo plazo es que en la Serranía de Los Yariguíes se logre un ordenamiento ambiental, que sea integral desde la realidad rural de sus campesinos, a fin de generar una correcta planificación del territorio, donde se impulse el bienestar de la comunidad, así como la conservación de los ecosistemas.

¿Cuáles son las lecciones aprendidas?

El proyecto de restauración ecológica se inserta en un escenario en el que se ha visibilizado la importancia de recuperar el entorno natural, recuperar los bosques naturales, valorar las contribuciones de la naturaleza y reconocer el conocimiento, las prácticas y saberes de los pobladores hacia el territorio en el cual se encuentran.

La práctica de la restauración ecológica, y en general de las acciones que se enmarcan en la conservación y preservación de los ecosistemas, han transitado en pocos años, de una práctica enfocada en entender el ecosistema como actor único, hacia la unión de conceptos, metodologías, prácticas y teorías de otras disciplinas como las ciencias sociales, la integración de actores clave en la restauración, que aportan desde diferentes escalas de conocimiento.

La forma de gestionar el territorio, esta relacionada con los procesos de declaración del área protegida PNN SYA, a partir de esta figura, los funcionarios del Parque han desarrollado procesos de sensibilización y educación ambiental, que involucran a los pobladores aledaños. Se identifica la necesidad de trabajar no solo en fortalecer el área en función de los objetivos de conservación, sino además de restaurar la relación del hombre con su entorno natural.

Según los relatos de los habitantes, se establece una relación representada en la dicotomía clásica naturaleza/cultura de los estudios sociales y ecológicos; así, los pobladores a través del tiempo, establecieron modos de vida que les permitieron hacer uso del medio, generando prácticas de uso y conservación del ecosistema (presente) como de transformación y degradación del medio (pasado).

Se logró con la participación activa de los actores presentes en el territorio, incorporar la reflexión sobre la gestión participativa del territorio en el proceso de restauración. La comunidad contratada se articuló en las actividades de campo, como la recolección de semillas, ahoyado y siembra de material vegetal; conjuntamente se capacitó en técnicas de viverismo (Fig. 30).



Figura 30. Vinculación de la comunidad en las actividades de vivero.

La estrategia de participación logró resignificar el rol de los actores en la restauración, durante el proyecto se aprenden y desaprenden paradigmas frente a la restauración, por ejemplo: restaurar no significa alejar a las poblaciones del territorio, por el contrario, el proyecto buscó visibilizar y motivar la vinculación de los actores para asegurar la continuidad y la sostenibilidad de las acciones técnicas de restauración.

Al involucrar a las comunidades en los procesos de restauración desarrollados por la academia, entidades públicas y privadas, se generan espacios de investigación participante, que permiten reconocer los saberes locales y realizar procesos de educación ambiental. La iniciativa de vivero como un aula ambiental representa una propuesta para centralizar estos aspectos y hacerlos parte de la conciencia colectiva y la educación básica.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta-Galvis, A.R. 2017. Lista de los Anfibios de Colombia: Referencia en línea V. 07.2017. O. Disponible en: www.batrachia.com
- Acosta-Galvis, A.R. & Gutiérrez-Lamus, D.L. 2012. A new species of salamander (*Bolitoglossa*: Plethodontidae) from the Cordillera Oriental of the Colombian Andes. *Papéis Avulsos Zool. Mus. Zool.*, 52: 201-218.
- Acuña-Vargas, J.C. 2016. Anfibios y reptiles asociados a cinco coberturas de la tierra, Municipio de Dibulia, la Guajira, Colombia. *Acta Zoológica Mex.*, 32: 133-146.
- Agosti, D., Majer, J., Alonso, L. E. & Schultz, T. 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press.
- Allison, S. & Martiny, J. 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 11512-11519.
- Andersen, A.N. & Brault, A. 2010. Exploring a new biodiversity frontier: Subterranean ants in northern Australia. *Biodiversity Conservation*, 19(9): 2741-2750 <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9874-1>
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(6): 291-298.
- Arcila, A.M. & Lozano-Zambrano, F.H. 2003. Hormigas como herramientas para la bioindicación y el monitoreo. Capítulo 9. En: *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. XXVI, p. 159-166. Fernández, F. (Ed.). Bogotá, Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Arenas, A., Corredor, G. & Armbrrecht, I. 2015. Hormigas y carábidos en cuatro ambientes del piedemonte del Parque Nacional Natural Farallones de Cali, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 41(1): 120-125.
- Armbrrecht, I., Rivera, L. & Perfecto, I. 2005. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology*, 19(3): 897-907.

- Armenteras, D., Gast, F. & Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. Bogotá, Colombia. *Biol. Cons.*, 113: 245-256.
- Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., Le Maitre, D., Esler, K.J., Limouzin, A., Fontaine, C., de Wit, M.P., Mugido, W., Prinsloo, P., van der Elst, L. & Lederer, N. 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000-2008) in Restoration Ecology and 12 other scientific journals. *Restoration Ecol.*, 18: 143-154.
- Astwood-Romero, J.A., Álvarez-Perdomo, N., Parra-Torres, M.F., Rojas-Peña, J.I., Nieto-Vera, M.T. & Ardila-Robayo, M.C. 2016. Contenidos estomacales de especies de anuros en reservas naturales del municipio de Villavencio, Meta, Colombia. *Caldasia*, 38: 165-181.
- Barragán, K. & Karol, B. 2002. Enfermedades de reptiles y anfibios. *Boletín GEAS*, 3(1-6): 18-27.
- Barnett, H. 1960. Illustrated genera of imperfect fungi. 2a. ed. Estados Unidos: Burgess Publishing Company. 25p.
- Barnett, H. & Hunter, B. 1972. Illustrated genera of imperfect fungi. 3a. ed. Estados Unidos: Burgess Publishing Company. 26p.
- Bartelt-Ryser, J., Joshi, J., Schmid, B., Brandl, H. & Balsler, T. 2005. Soil feedbacks of plant diversity on soil microbial communities and subsequent plant growth. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7: 27-49.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B. & Sousa, W.P. 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.*, 8: 60-71.
- Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L. & White, G.C. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecol.*, 9: 293-303.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (Eds.). Numerical ecology with R. Springer, New York.
- Borsboom, A.C., Wang, J., Lees, N., Mathieson, M. & Hogan, L. 2002. Measurement and integration of fauna biodiversity values in Queensland agroforestry systems. RIRDC Publ. 112p.
- Buitrago-González, W. & Vargas-Salinas, F. 2014. *Dendropsophus microcephalus* (Cope 1886). *Catálogo Anfibios y Reptil. Colomb.*, 2: 37-42.
- Campbell, P., Comiskey, J., Alonso, A., Dallmeier, F., Núñez, P., Beltrán, H., Baldeón, S., Nauray, W., De la Colina R., Acurio, L. & Udvardy, S. 2002. Modified Whittaker plots as an assessment and monitoring tool for vegetation in a lowland tropical rainforest. *Environmental Monitoring and Assessment.*, 76(1): 19-41.
- Cao, C., Jiang, D., Teng, X., Jiang, Y., Liang, W. & Cui, Z. 2008. Soil chemical and microbiological properties along a chronosequence of *Caragana microphylla* Lam. plantations in the Horqin sandy land of Northeast China. *Applied soil Ecology.*, 40: 78-85.
- Caro-Melgarejo, D.P., Escobar-Alba, M.R., Castro-Martínez, A.L., Gil-Leguizamón, P.A. & Villarreal-Rueda, O.A. 2018. Angiospermas. En: Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E. & Gil-Novoa, J.E. (Coord.). *Revelando*

- tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariquíes. Tunja: Editorial UPTC. 125: p. 59-144.
- Carvajal-Cogollo, J.E., Castaño-Mora, O.V. & Cárdenas-Arévalo, G. 2007. Reptiles de áreas asociadas a humedales de la planicie del departamento de Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 29: 427-438.
- Chakraborty, B., Chakraborty, U., Sha, A., Sunar, K. & Dey, P. 2010. Evaluation of phosphate solubilizers from soils of North Bengal and their diversity analysis. *World Journal of Agricultural Sciences*, 6(2): 195-200.
- Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11: 265-270.
- Chao, A. & Jost, L. 2015. Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6: 873-882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
- 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., Ma, K.H., Hsieh, T.C. & Chiu, C.H. 2016. SpadeR: species-richness prediction and diversity estimation with R. R package version 0.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=SpadeR>
- Chapin, F., Matson, P. & Monney, H. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer. New York. 423p.
- Cheng, M. & An, S. 2015. Responses of soil nitrogen, phosphorous and organic matter to vegetation succession on the Loess Plateau of China. *Journal Arid Land*, 7(2): 216-223.
- Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward "futuristic" restoration. *Ecological Research*, 19: 75-81.
- Clewell, A.F. & Aronson, J. 2013. Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press, Washington, D.C.
- Colwell, R. 2016. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Recuperado de <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>
- Correa-Metrio, A., Dechnik, Y., Lozano-García, S. & Caballero, M. 2014. Detrended correspondence analysis: A useful tool to quantify ecological changes from fossil data sets. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66(1): 135-143. <https://doi.org/10.18268/BSGM2014v66n1a10>
- Cortés-Suárez, J.E. 2014. Microhabitat use of *Rheobates palmatus* (Werner 1899) (Anura: Aromobatidae) in a riverside ecosystem of Villa de Leyva, Colombia. *Herpetotropicos*, 10: 5-7.
- Cultid-Medina, C.A. & Medina, C.A. 2015. Los escarabajos coprófagos y su monitoreo en la restauración de ecosistemas. En: Aguilar-Garavito, M. & Ramírez, W. Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia. 250 p.
- Cultid, C.A., Medina, C.A., Martínez, B.G., Escobar, A.F., Constantino, L.M., Betancur, N.J. 2012. Escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) del Eje Cafetero: guía para el estudio Ecológico. Colombia: WCS Books.
- Cunningham, R.B., Lindenmayer, D.B., Crane, M., Michael, D. & MacGregor, C. 2007. Reptile and arboreal marsupial response to replanted vegetation in agricultural landscapes. *Ecol. Appl.*, 17: 609-619.

- de Freitas, F., Paixão, G.C. & Vicente, R.E. 2018. News records of species of Neotropical Ants in the Meridional Amazon. *Macapá*, 8(2): 65-67.
- Diario Oficial. 2005. Resolución número 0603 de 2005. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Díaz, M. 2008. Plan de Manejo del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes. Recuperado de: <http://www.parquesnacionales.gov.co/PNN/portel/libreria/pdf>
- Domínguez-Haydar, Y. & Armbrrecht, I. 2011. Response of ants and their seed removal in rehabilitation areas and forests at El Cerrejón coal mine in Colombia. *Restoration Ecology*, 19(201): 178-184.
- Domsh, K., Gams, W. & Anderson, T. 1980. Compendium of soil fungi, Vol 1, Part I. Estados Unidos: Academic Press. 27 p.
- Donegan, T., Avendaño, J., Briceño, E., Luna, J., Roa, C., Parra, R., Turner, C., Sharp, M. & Huertas, B. 2010. Aves de la Serranía de Los Yariquíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga*, 32: 72-89.
- Drenovsky, R., Steenwerth, K., Jackson, L. & Scow, K. 2010. Land use and climatic factors structure regional patterns in soil microbial communities. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 27-39.
- Drenovsky, R., Vo., D., Graham, K. & Scow, K. 2004. Soil water content and organic carbon availability are major determinants of soil microbial community composition. *Microb Ecol.*, 48: 424-430.
- Duarte-Sánchez, I.R. 2011. Diagnóstico de los aspectos físico-bióticos del Parque Nacional Natural Serranía de los Yariquíes, Santander-Colombia. San Vicente de Chucurí-Colombia.
- EOT. 2001. Esquema de Ordenamiento Territorial del municipio del Palmar Santander. Fase de formulación. Recuperado de: http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos%20PDF/eot_esquema%20de%20ordenamiento%20territorial_el%20palmar_santander_2001.pdf
- Escobar, F. 2000. Diversidad y distribución de los escarabajos del estiércol (Coleoptera: Scarabaeinae) de Colombia. En: Martín-Piera, F., Morrone, J. J. & Melic, A. (eds). *Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica de Iberoamérica PRIBES 2000*. Monografías Tercer Milenio, Vol. 1. Sociedad Entomológica Aragonesa, CYTED, Instituto Humboldt. Bogotá, D.C.
- Escobar, S., Armbrrecht, I. & Calle, Z. 2007. Transporte de semillas por hormigas en bosques y agroecosistemas ganaderos de los Andes Colombianos. *Agroecología*, 2: 65-74.
- Etter, A., Mcalpine, C., Seabrook, L. & Wilson, K.A. 2011. Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biol. Con.*, 144: 1585-1594.
- Font-Quer, P. 2001. Diccionario de botánica. Segunda Edición. Barcelona, España: Ediciones Península. 1244p.
- Frost, D.R. 2018. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0 (December 2018). Electronic Database accessible at <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA.
- Galindo, R., Betancur, J. & Cadena, J. 2003. Estructura y composición florística de cuatro bosques andinos del santuario de flora y fauna Guanentá-Alto río Fonce, cordillera oriental colombiana. *Caldasia*, 25: 313-335.

- Galindo-Urbe, D. & Hoyos-Hoyos, J.M. 2007. Relaciones planta-herpetofauna: Nuevas perspectivas para la investigación en Colombia. *Univ. Sci.* 12: 9-34.
- Gardner, T.A., Hernández, M.I.M., Barlow, J. & Peres, C.A., 2008. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45: 883-893.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press.
- Gómez, C. & Buitrago-González, W. 2017. *Bothriechis schlegelii* (Berthold 1846). *Catálogo Anfibios y Reptil. Colomb.*, 3: 1-11.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment.*, 12: 39-54.
- Greenshields, L., Guosheng, L., Feng, J., Selvaraj, G. & Wei, Y. 2007. The siderophore biosynthetic gene SID1, but not the ferroxidase gene FET3, is required for full *Fusarium graminearum* virulence. *Mol. Plant Pathol.*, 8: 411-421.
- Halffter, G. & Halffter, V. 1989. Behavioral evolution of the non-rolling roller beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). *Acta Zoológica Mexicana*, 32: 1-53.
- Hammer, Ø. & Harper, D.A.T. 2005. *Paleontological data analysis*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Hanlin, H.G., Martin, D., Wike, L.D. & Bennett, S.H. 2000. Terrestrial activity, abundance and species richness of amphibians in managed forests in South Carolina. *Am. Midl. Nat.*, 143: 70-83.
- Harrington, J. & Crumbliss, A. 2009. The redox hypothesis in siderophore-mediated iron uptake. *Biometals*, 22: 679-689.
- Heltshel, J.F. & Forrester, N.E. (1983). Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, 1-11.
- Hernández-Rodríguez, A., Caballero, A., Pazos, M., Ramirez, R. & Heydrich, M. 2003. Identificación de algunos géneros microbianos asociados al cultivo del maíz (*Zea mays* L.) en diferentes suelos de Cuba. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 5(1): 45-55.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*. 54(2): 427-432.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*, 42: 47-58.
- Hobbs, R.J. 2003. Ecological management and restoration: Assessment, setting goals and measuring success. *Ecol. Manag. Restor.*, 4: S2-S3.
- Hobbs, R.J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. *Restoration Ecol.*, 15: 354-357.
- Hocking, D.J., Rittenhouse, T.A.G., Rothermel, B.B., Johnson, J.R., Conner, C.A., Harper, E.B. & Semlitsch, R.D. 2008. Breeding and recruitment phenology of amphibians in Missouri Oak-Hickory Forests. *Am. Midl. Nat.*, 160: 41-60.
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press.
- IGAC. 1996. *Diccionario geográfico de Colombia*. Bogotá, D.C. IGAC.
- IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2017. *Bolitoglossa guaneae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T77345997A85876494. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-2.RLTS.T77345997A85876494>.

- IUCN SSC Amphibian Specialist Group 2018. *Pristimantis taeniatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T56991A3053810. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T56991A3053810>.
- Jerez, A. & Yatra-Contreras, C. 2017. *Rheobates palmatus* (Werner, 1899). Catálogo Anfibio y Reptil. Colombia. 4: 68-78.
- Johnson, C. 2002. Cation exchange properties of acid forest soils of the northeastern USA. *European Journal of Soil Science*, 53: 271-282.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Kanowski, J.J., Reis, T.M., Catterall, C.P. & Piper, S.D. 2006. Factors affecting the use of reforested sites by reptiles in cleared rainforest landscapes in Tropical and Subtropical Australia. *Restor. Ecol.*, 14: 67-76.
- Kardol, P., Bezemer, T.M., van der Wal, A. & Van der Putten, W.H. 2005. Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biological Conservation*, 126(3): 317-327.
- Kavanagh, R., Law, B., Lemckert, F., Stanton, M., Chidel, M., Brassil, T., Towerton, A., Herring, M. 2005. Biodiversity in eucalypt plantings established to reduce salinity. RIRDC. 81 p.
- Klein, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology*, 70(6): 1715-1725.
- Krebs, C.J. 1994. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper Collins. EEUU. 801 p.
- Lafleur, B., Hooper L., Mumma, E. & Geaghan, J.P. 2005. Soil fertility and plant growth in soils from pine forests and plantations: Effect of invasive red imported fire ants *Solenopsis invicta* (Buren). *Pedobiologia*, 49(5): 415-423.
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conserv. Biol.*, 16: 605-618.
- Li, X., Kong, D. & Tan, H. 2007. Changes in soil and vegetation following stabilization of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. *Plant and Soil*, 300: 221-231.
- Litt, A.R., Provencher, L., Tanner, G.W. & Franz, R. 2001. Herpetofaunal responses to restoration treatments of longleaf pine sandhills in Florida. *Restor. Ecol.*, 9: 462-474.
- Llambí, L. & Sarmiento, L. 1998. Biomasa microbiana y otros parámetros edáficos en una sucesión secundaria de los páramos venezolanos. *Ecotropicos*, 11(1): 1-14.
- Londoño, L. 2015. Centro de educación, investigación e interpretación ambiental Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariagués (Tesis de pregrado). Pontificia Universidad Javeriana.
- Lupatini, M., Suleiman, A., Jacques, R., Antonioli, Z., Kuramae, E., Camargo, F., Roesch, L., 2013. Soil-borne bacterial structure and diversity does not reflect community activity in Pampa biome. *Plos One*, 8(10): e76465.
- Lynch, J.D. & Ardila-Robayo, M.C. 1999. The *Eleutherodactylus* of the *Taeniatus* complex in Western Colombia: Taxonomy and distribution. *Rev. Acad. Colomb. Ciencias*, 23: 615-624.
- Marinho, C.G.S., Zanetti, R., Delabie, J.H.C., Schlindwein, M.N. & Ramos, L.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da sera-

- pilheira em Eucaliptos (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, 31(2): 187-195.
- Martinsen, V., Alling, V., Nuria, N., Mulder, J., Hale, S., Ritz, C., Rutherford, D., Heikens, A., Breedveld, G. & Cornelissen, G. 2015. pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. *Journal Soil Science and Plant Nutrition*, 61: 821-834.
- Mataix-Solera, J. 2000. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales: contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante, España, 321 p.
- Matsumoto, L., Martines, A., Avanzi, M., Albino, U., Brazil, C., Saridakis, D., Rampazo, L., Zangaro, W. & Andrade, G. 2005. Interactions among functional groups in the cycling of carbon, nitrogen and phosphorus in the rhizosphere of three successional species of tropical woody trees. *Applied soil Ecology*, 28: 57-65.
- Mcdiarmid, R.W., Foster, M.S., Guyer, G., Gibbons, J.W. & Neil, C. 2012. Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring. London, England, University of California.
- McDonald, T., Jonson, J. & Dixon, K.W. 2016. National standards for the practice of ecological restoration in Australia. *Restoration Ecology*, 24: S4-S32.
- Medina, R., Reina, M., Herrera, E., Ávila, F., Chaparro, O. & Cortés, R. 2010. Catálogo preliminar de la flora vascular de los bosques subandinos de la reserva biológica Cachalú, Santander (Colombia). *Colombia Forestal*, 13: 27-54.
- Michael, G. 2006. Fungi in biogeochemical cycles. School of Life Sciences. University of Dundee. Cambridge UP. First published. New York-Estados Unidos.
- Morales-Betancourt, M.A., Lasso, C.A., Páez, V.P. & Bock, B.C. 2015. Libro rojo de reptiles de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Universidad de Antioquia.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad (M&T-Manua). Zaragoza.
- Moreno-Arias, R. & Quintero-Corzo, S. 2015. Reptiles del Valle Seco del Río Magdalena (Huila, Colombia). *Caldasia*, 37(1): 183-195.
- Moreno-Mancilla, O.F., Morales-Alba, A.F., Reyes, J.E., Cómbita-Chivatá, J.L., Tocora Alonso, M.C. & Meneses, A.D. 2018. Grupos focales de insectos. En: Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E. & Gil-Novoa, J.E. (Coord.). Revelando tesoros escondidos: flora y fauna flanco oriental de la Serranía de Los Yariguíes. Tunja: Editorial UPTC. 125: pp. 145-198.
- Moreno-Mancilla, O. & Molano, F. 2016. Variación en las abundancias de *Homocopris achamas* (Harold, 1867) (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) en el páramo de Rabanal, Boyacá-Colombia. *Revista Ciencia en Desarrollo*, 7: 67-73.
- Morón, M.A. 2003. Diversidad, distribución e importancia de las especies de *Phyllophaga* Harris en México (Coleoptera: Melolonthidae). En: Estudios sobre Coleópteros del suelo en América, p. 1-27. Aragón, A., Morón, M.A. & Marín, A. (Eds.). Publicación de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México.

- Mummey, D., Stahl, P. & Buyer, J. 2002. Soil microbiological and physiochemical properties 20 years after surface mine reclamation: Comparative spatial analysis of reclaimed and undisturbed ecosystems. *Soil Biology Biochemistry*, 34: 1717-1725.
- Munro, N.T., Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2007. Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: A review. *Ecol. Manag. Restor.*, 8: 199-207.
- Nichols, E., Larsen, B., Spector, S., Davis, L., Escobar, F., Favila, M. & Vulinec, K. 2007. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biol. Con.*, 137: 1-19.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S. & Favila, M.E. 2008. The Scarabaeinae Research Network. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Con.*, 141: 1461-1474.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R.B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2018. *Vegan: Community ecology package*. [https://doi.org/ISBN 0-387-95457-0](https://doi.org/ISBN%20387-95457-0)
- Olaya, E., Velosa, R., Rodríguez, A., Bueno-Castellanos, J. & Holguín, L. 2010. Zonificación ambiental del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. UAESPNN-Tragsa.
- Onofre-Lemus, J., Hernández-Lucas, I., Girard, L. & Caballero-Mellado, J. 2009. ACC (1-aminocyclopropane-1-carboxylate) deaminase activity, a widespread trait in *Burkholderia* species, and its growth-promoting effect on tomato plants. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75: 6581-6590.
- Palacio, E. & Fernández, F. 2003. Clave para las subfamilias y géneros. En: Fernández, F. (ed.). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Bogotá, Colombia Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. 233-260 pp.
- PDM. 2016. Alcaldía de Hato (2016-2019). Recuperado de: http://www.hato-santander.gov.co/Nuestros_planes.shtml?apc=gbxx-1-&x=2460737
- Puentes-Aguilar, J., Fuentes-Baca, A., Jarro-Fajardo, E.M.C. 2012. *Estrategia nacional de restauración ecológica del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Bogotá, Colombia.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.r-project.org/>
- Resolución 0133. 2010. Adopción plan de manejo del Parque Nacional Natural Serranía de Los Yariquíes. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Restrepo, A., Molina-Zuluaga, C., Hurtado, J.P., Marín, C.M. & Daza, J.M. 2017. Amphibians and reptiles from two localities in the northern Andes of Colombia. *Check List.*, 13: 203-237.
- Rice, K.G. & Mazzotti, F.J. 2004. Use of amphibians as indicators of ecosystem restoration success. *USGS Sci. a Chang. World*.
- Rice, K.G., Mazzotti, F.J., Waddle, J.H. & Conill, M.D. 2006. *Uso de Anfibios como Indicadores del Éxito de la Restauración de Ecosistemas*. Univ. La Florida.

- Rios-Soto, J.A., Arango-Lozano, J. & Rivera-Molina, F.A. 2017. *Micrurus miparitus* (Duméril, Bibron y Duméril, 1854). Catálogo Anfibios y Reptil. Colomb., 4: 37-44.
- Rojas-Murcia, L.E., Carvajal-Cogollo, J.E. & Cabrejo-Bello, J.A. 2016. Reptiles del bosque seco estacional en el Caribe colombiano: Distribución de los hábitats y del recurso alimentario. Acta Biol. Colomb., 21: 365-377.
- Roth, D.S., Perfecto, I., & Rathcke, B. 1994. The effects of management systems on ground-foraging ant diversity in Costa Rica. Ecological Applications, 4(3): 423-436.
- RStudio Team. 2017. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Recuperado de <https://www.rstudio.com/>
- Rueda-Almonacid, J.V., Lynch, J.D. & Amézquita, A. 2004. Libro rojo de anfibios de Colombia. Bogotá, D.C., Colombia, Conservación Internacional Colombia, Instituto de Ciencias Naturales - Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente.
- Ruiz-Carranza, P.M., Ardila-Robayo, M.C. & Lynch, J.D. 1996. Lista actualizada de la fauna de Amphibia de Colombia. Rev. Acad. Colomb. Ciencias, 20: 365-515.
- Sanabria, C., Lavelle, P. & Fonte, S.J. 2014. Ants as indicators of soil-based ecosystem services in agroecosystems of the Colombian Llanos. Applied Soil Ecology, 84: 24-30.
- Scholtz, C.H., Davis, A.L.V. & Kryger, U. 2009. Evolutionary biology and conservation of dung beetles. Sofia-Moscow: Pensoft.
- SIB Colombia. 2018. Disponible en: <https://sibcolombia.net/>
- Sivila de Cary, R. & Angulo, W. 2006. Efecto del descanso agrícola sobre la microbiota del suelo (Patarani-Altiplano central boliviano). Ecología en Bolivia, 41(3): 103-115.
- Spector, S. 2006. Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. The Coleopterists Bulletin, 5: 71-83.
- Suárez-Badillo, H.A. & Ramírez-Pinilla, M.P. 2004. Anuros del gradiente altitudinal de la estación experimental y demostrativa El Rasgón (Santander, Colombia). Caldasia, 26: 395-416.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Mendoza, E., López-Toledo, L., Lara-Uribe, N., Márquez-Camargo, C., Paz-Gutiérrez, J.G. & Rangel-Orozco, J.D. 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. Trop. Conserv. Sci., 8: 396-423.
- Suwardji, G. & Hippi, A. 2007. The application of sprinkle irrigation to increase of irrigation efficiency at North Lombok, Indonesia. Paper presented at the Indonesian Soil Science Society Congress IX (in Indonesian), Gajah Mada University, Yogyakarta, Indonesia.
- Toft, C.A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans in a seasonal tropical environment. Oecologia, 45: 131-141.
- Urbina-Cardona, N., Giraldo-Echeverry, N., Bernal Castro, E.A., Echeverry-Alcendra, A. 2015. El monitoreo de herpetofauna en los procesos de restauración ecológica: Indicadores y métodos. En: Monitoreo a procesos de restauración ecológica, aplicado a ecosistemas terrestres. Aguilar-Garavito, M. & Ramírez, W., (Eds.). Bogotá D.C., Colombia, Instituto de

- Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). 134-206 pp.
- Urbina-Cardona, N., Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V.H. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biol. Conserv.*, 132: 61-57.
- Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A.M. & Ruiz-Agudelo, C.A. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.*, 9: 257-272.
- Van der Hammen, T. & Cleef, A. 1983. Datos para la historia de la flora andina. *Revista Chilena de Historia Natural.*, 56(2): 97-107.
- Vargas-Salinas, F. & Aponte-Gutiérrez, A.F. 2016. diversidad y recambio de especies de anfibios y reptiles entre coberturas vegetales en una localidad del Valle del Magdalena Medio, Departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colomb.*, 17: 117-137.
- Velázquez, R. 2008. Los Yarigués: Resistencia en el Magdalena Medio santandereano. *Credencial Historia*. 284 p.
- Velázquez, R. & Castillo, V. 2006. Resistencia de la etnia Yareguíes a las políticas de reducción y "civilización" en el siglo XIX. *Historia y sociedad*, 12: 285-317.
- Vergara, P. 2018a. Reconocimiento territorial participativo de la Serranía de Los Yarigués, microcuenca la Cincomil, (Santander-Colombia). *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9: 217-230.
- Vergara, P. 2018b. Los saberes campesinos como estrategia de desarrollo rural en la Serranía de Los Yarigués (Santander, Colombia). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 38(2): 461-477.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina M. & Umaña, A.M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C.
- Wagner, D., Jones, J.B. & Gordon, D.M. 2004. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5): 797-804.
- Wang, Q., Zeng, Z. & Zhong, M. 2016. Soil moisture alters the response of soil organic carbon mineralization to litter addition. *Ecosystems*, 19: 450-460.
- Wang, Y., Zhang, Y., Lee, W.-H., Yang, X. & Zhang, Y. 2016. Novel peptides from skins of amphibians showed broad-spectrum antimicrobial activities. *Chem. Biol. Drug Des.*, 87: 419-424.
- Ward, P.S. 2007. Phylogeny, classification, and species-level taxonomy of ants (Hymenoptera: Formicidae). *Zootaxa*, 1668(1): 549-563.
- Wardle, D.A. & Peltzer, D.A. 2007. Aboveground-belowground linkages, ecosystem development, and ecosystem restoration. En: *Linking restoration and ecological succession*, p. 45-68. Walker, L.R., Walker, J. & Hobbs, R.J. Springer, New York, NY.
- Wells, K.D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. Chicago and London, The University of Chicago.





- Wen, Z., Jiao, F. & Liu, B. 2005. Natural vegetation restoration and soil nutrient dynamic of abandoned farmlands in forest-steppe zone on Loess Plateau. *Chinese Journal of Applied ecology*, 16(11): 2025-2029.
- West, J. 2018. Importance of amphibians: A synthesis of their environmental functions, benefits to humans, and need for conservation. Bridgewater State University.
- Whiles, M.R., Hall, R.O., Dodds, W.K., Verburg, P., Hury, A.D., Pringle, C.M., Lips, K.R., Kilham, S.S., Colón-Gaud, C., Ruginski, A.T., Peterson, S. & Connelly, S. 2013. Disease-driven amphibian declines alter ecosystem processes in a tropical stream. *Ecosystems*, 16: 146-157.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T., Takahashi, K., Wilke, C. & Woo, K. 2018. ggplot2: create elegant data visualizations using the grammar of graphics. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr406>
- Wilson, E.O. 2000. Foreword. En: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. & Shultz, T.R. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian institution press.