

**CARACTERIZACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE EN ÁREAS DE
BOSQUE SECUNDARIO Y PASTIZALES DE PIEDEMONTES LLANERO, CAMPUS
LOMA LINDA, UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS -VILLAVICENCIO**

**KELLI JOHANA DOMÍNGUEZ GUARÍN
YERALDIN ROMERO PERDOMO**

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
INGENIERÍA AMBIENTAL
VILLAVICENCIO**

2017

**CARACTERIZACIÓN DEL BANCO DE SEMILLAS GERMINABLE EN ÁREAS DE
BOSQUE SECUNDARIO Y PASTIZALES DE PIEDEMONTES LLANERO, CAMPUS
LOMA LINDA, UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS -VILLAVICENCIO**

**KELLI JOHANA DOMÍNGUEZ GUARÍN
YERALDIN ROMERO PERDOMO**

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de Ingeniería
Ambiental**

**Director
RODRIGO ISAAC VELOSA CAICEDO
Biol.M.Sc.**

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
INGENIERÍA AMBIENTAL
VILLAVICENCIO**

2017

Autoridades Académicas

FRAY JUAN UBALDO LÓPEZ SALAMANCA, O. P.

Rector General

FRAY ÉRICO MACCHI CÉSPEDES, O. P.

Vicerrector Académico General

FRAY JOSÉ ARTURO RESTREPO RESTREPO O.P.

Rector Sede Villavicencio

FRAY FERNANDO CAJICÁ GAMBOA O.P.

Vicerrector Académico Sede Villavicencio

JULIETH ANDREA SIERRA TOBÓN

Secretaria de División Sede Villavicencio

YESICA NATALIA MOSQUERA BELTRÁN

Decano Facultad de Ingeniería Ambiental

Nota de Aceptación

NATALIA MOSQUERA BELTRÁN

Decano de Facultad

RODRIGO VELOSA CAICEDO

Director Trabajo de Grado

ZORAYDA SILVA ORTIZ

Jurado

CESAR RIVEROS ROMERO

Jurado

ALEJANDRA BERNAL JIMÉNEZ

Jurado

Villavicencio- 25/08/2017

A Dios y a nuestras familias por su apoyo
incondicional, ánimo y comprensión en
el desarrollo de este proyecto.

Agradecimientos

A Dios por darnos fuerzas para seguir adelante y no desmayar en los problemas que se presentaron, enseñándonos a encarar las adversidades sin desfallecer en el intento, y por habernos permitido llegar hasta a este punto.

A nuestros padres por su apoyo, amor, ayuda en los momentos difíciles, y por brindarnos los recursos necesarios para estudiar. Nos han dado todo lo que somos como personas, nuestros valores, principios, carácter, empeño, perseverancia, coraje para conseguir nuestros objetivos.

A nuestro director Rodrigo Velosa que compartió su conocimiento y tiempo con nosotras para hacer posible el desarrollo de este trabajo de grado.

A todos nuestros profesores y amigos, por haber hecho parte de esta etapa universitaria un trayecto de vivencias que nunca olvidaremos.

Tabla de contenido

	Pág.
RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN	3
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
3. OBJETIVOS	7
3.1 Objetivo General.	7
3.2 Objetivo Específico.....	7
4. JUSTIFICACIÓN	8
5. ALCANCE DEL PROYECTO.....	10
6. ANTECEDENTES	11
7. MARCOS DE REFERENCIA.....	14
7. 1.Marco teórico.	14
7.1.1 Papel del banco de semillas en la restauración.	14
7.1.2 Formación del banco de semillas.	15
7.2 Marco Conceptual.	16
7.2.1 Estrategias de regeneración de un ecosistema	16
7.2.2 Concepto de restauración ecológica.....	16
7.2.3 Sucesión de la vegetación.	17
7.2.4 Tipología de bancos de semillas.	18
7.2.5 Factores que determinan la existencia del banco de semillas.	18
7.2.5.1 <i>Intrínsecos y dispersión de semillas</i>	18
7.2.5.2 <i>Condiciones ambientales y del entorno</i>	20
7.2.6 Influencia del suelo sobre la restauración.	21
7.2.7 Características del banco de semillas.....	22
7.2.7.1 <i>Descripción de las características del banco de semillas</i>	23
7.3 Marco legal.....	24
8. METODOLOGÍA.....	27

8.1 Área de estudio.....	27
8.2 Materiales y Métodos.....	28
8.2.1 Fase de campo.....	28
8.2.1.1 <i>Determinación del tamaño de la muestra.</i>	28
8.2.1.2 <i>Muestreo del banco de semillas.</i>	29
8.2.1.3 <i>Toma de muestras de suelo, para análisis fisicoquímicos.</i>	30
8.2 Fase de vivero.	30
8.2.3 Tratamiento de los datos	31
9. RESULTADOS – ANÁLISIS	33
9.1 Tamaño de la muestra	33
9.2 Inventario de la composición florística del banco de semillas germinable.....	34
9.3 Clasificación de las muestras de banco de semillas germinable estudiadas.	44
9.4 Curvas de diversidad-dominancia por agrupaciones.....	45
9.5 Diversidad alfa por agrupaciones.....	47
9.6 Recambio de especies entre agrupaciones: Diversidad beta.	48
9.7 Características de los suelos.....	49
9.8 Relación entre variables del suelo y diversidad del BSG	51
10. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	53
10.1 Composición, estructura y diversidad del banco de semillas germinable.....	53
10.2 Implicaciones para la restauración ecológica.....	56
CONCLUSIONES	58
RECOMENDACIONES	60
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
ANEXOS	69

Índice de Figuras

	Pág.
Figura 1. Ubicación de 12 transectos en los tipos de cobertura de bosque secundario y pastizal en el campus Loma Linda de la USTA Villavicencio.	28
Figura 2. Muestreo en cada transecto en las coberturas de estudio, bosque (a), pastizal (b).	29
Figura 3. Germinación de las muestras de suelo en vivero.	31
Figura 4. Curva de acumulación de especies para diferentes volúmenes de muestra del BSG en suelo.	34
Figura 5. Composición porcentual de las principales familias de plantas encontradas en el BSG en dos biotopos (bosque y pastizal).	35
Figura 6. Registro del número de especies por familia en dos tipos de vegetación: a) Pastizal y b) Bosque... ..	36
Figura 7. Variación en la abundancia de 34 especies de plantas que componen el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de pastizal y bosque... ..	37
Figura 8. Especies con mayor dominancia en el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de a) bosque y b) pastizal... ..	38
Figura 9. Registro de la riqueza de especies que componen el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de pastizal y bosque... ..	39
Figura 10. Densidad de cada cobertura Pastizal y Bosque.. ..	40
Figura 11. Tipo de hábito de las especies identificadas en los dos tipos de vegetación.....	42
Figura 12. Agrupación de los 12 transectos del banco de semillas germinable, en función de su similitud en la composición de plántulas germinadas.....	44
Figura 13. Curva de rango abundancia de las especies que conforman el Grupo I, área de pastizal.	45
Figura 14. Curva de rango abundancia de las especies que conforman el Grupo II, área de Bosque.	46

Índice de Tablas

	Pág.
Tabla 1. Relación de las normas en el marco de restauración ecológica en Colombia.	25
Tabla 2. Variación en el número de especies acumuladas encontradas en el BSG para diferentes volúmenes de muestra.....	33
Tabla 3. Especie, familia, tipo de hábito, forma de dispersión y abundancias de las especies germinadas en el BSG en los tipos de vegetación de pastizal y bosque.	41
Tabla 4. Registro de los índices de riqueza, equitatividad, diversidad y rareza de especies de acuerdo a los Grupos I y II del análisis cluster.	47
Tabla 5. Valores porcentuales de especies compartidas y complementariedad de especies entre grupos (definidos por el agrupamiento de la Figura 12).....	48
Tabla 6. Característica fisicoquímicas del suelo en cada uno de los tipos de vegetación estudiados (se tomaron dos muestras en las áreas de bosque secundario y una en pastizal). Resultados generados por el laboratorio de suelos de la Unillanos.....	49
Tabla 7. Valores de la pendiente (en grados) en 12 transectos de estudio.....	50
Tabla 8. Correlación estadística entre los índices de diversidad del BSG con los parámetros fisicoquímicos del suelo y la pendiente del terreno. ((+) correlación positiva; (-) correlación negativa; * Significativa).	51

Índice de Anexos

	Pág.
Anexo 1: Localización del área de estudio.	69
Anexo 2: Tabla de distribución Chi cuadrado.	70
Anexo 1: abundancias de las especies pertenecientes a cada biotopo de estudio sumando los registros de las dos profundidades de estudio (0-5 cm, 5-10 cm).....	71
Anexo 4: Fotografías de algunas de las plántulas o juveniles de las especies del banco de semillas encontradas.	73

Resumen

Se caracterizó y comparó el banco de semillas germinable (BSG) en zona de piedemonte llanero en dos (2) tipos de vegetación (pastizal y bosque secundario) en predios de la universidad Santo Tomás, campus Loma Linda – Villavicencio. En cada tipo de vegetación se tomaron 60 muestras ($2.100 \text{ cm}^3 \text{ c/u}$) de suelo para examinar la composición y diversidad del BSG. Se extrajeron las muestras del suelo a profundidades de 0-5 cm y 5- 10cm; las muestras se depositaron en bandejas (1 cm de suelo muestreado sobre 2 cm de sustrato de arena de río) y se colocaron en condiciones de invernadero. Durante 4 meses, cada 15 días se contaron las plántulas germinadas de cada morfoespecie y posteriormente se clasificaron a nivel de especie, hábito de crecimiento y forma de dispersión. Se determinó la densidad, riqueza y diversidad (alfa y beta) y composición del BSG. Se comparó el BSG en cada cobertura por medio de la prueba de Kruskal-Wallis (ANOVA no paramétrico). Para establecer la relación entre la diversidad del BSG con las características fisicoquímicas del suelo y la pendiente del terreno se aplicó el Coeficiente de Correlación de Rangos de Spearman. De acuerdo con los resultados obtenidos no se encontraron diferencias significativas entre los BSG de los dos tipos de vegetación. Se contabilizaron en total 4.057 individuos, pertenecientes a 16 familias, 26 géneros y 34 especies. Se registró la mayor abundancia en áreas de pastizal con (2.288 individuos), seguido de bosque (1.769 individuos). A pesar de la presencia de algunas especies exclusivas en cada tipo de vegetación, no se encontraron diferencias significativas en la composición y diversidad del BSG. La dispersión dominante en ambos tipos de vegetación fue definida por la misma especie (*Lindernia crustacea*, una especie de hierba hidrócora). En la sucesión en las áreas de pastizal y bosque secundario del campus Loma Linda puede catalogarse como de baja a intermedia; al parecer la dispersión desde los fragmentos de bosque y la vegetación de pastizales vecinos no es muy alta y está limitada principalmente a la presencia de especies herbáceas, generando que la entrada de semillas al suelo de especies arbóreas y arbustivas en áreas de pastizal sea relativamente escasa. Se discute el efecto de las condiciones de disturbio del área y del tipo de dispersión de las plantas sobre la composición y diversidad del BSG.

Palabras clave: banco de semillas germinable, bosque secundario, restauración ecológica, piedemonte llanero.

Abstract

Germinable seed bank (BSG) was characterized and compared in the area of Piedmont llanero, in two (2) vegetation types (secondary forest and pasture) on grounds of Santo Tomas University, Loma Linda campus - Villavicencio. In every vegetation type were taken 60 samples of soil (2.100 cm³ each one) to examine the composition and diversity of the BSG. Soil samples were extracted at depths of 0-5 cm and 5- 10cm. The samples were deposited in trays (1 cm of soil sampled on 2 cm of substrate of river sand) and placed under greenhouse conditions. The germinated seedlings of each morphospecies were counted every 15 days during 4 months and later classified at species level, habit of growth and dispersion strategy. Density, richness and diversity (alpha and beta) and composition of the BSG were determined. The BSG was compared in each coverage using the Kruskal-Wallis test (non-parametric ANOVA). In order to establish the relationship between the BSG diversity and the physicochemical characteristics of the soil and the terrain slope, the Spearman Rank Correlation Coefficient was applied. According to the results obtained, no significant differences were found between the BSG of the two types of vegetation. A total of 4.057 individuals belonging to 16 families, 26 genera and 34 species were counted. The highest abundance was recorded in pasture areas with 2.288 individuals, followed by forest with 1.769 individuals. In spite of the presence of some exclusive species of each vegetation type, no significant differences in the composition and diversity of the BSG were found. The dominant dispersion in both types of vegetation was defined by the same specie (*Lindernia crustacea*, a hydro-grass plant). Ecological succession in the areas of pasture and secondary forest of the Loma Linda campus can be classified as low to intermediate. It seems that the dispersion from the forest fragments and the vegetation of neighboring pastures is not very high and is limited mainly to the presence of herbaceous species; so, the entrance of soil-seeds of arboreal and shrub species in pasture areas is relatively scarce. It is discussed the effect of the disturbance conditions of the area and the type of dispersion of the plants on the composition and diversity of the BSG.

Keyword: germinable seed banks, secondary forest, pasture area, ecological restoration, piedmont llanero.

1. Introducción

El banco de semillas germinable (BSG), entendido como la reserva de semillas viables potencialmente capaces de germinar y establecerse en un sitio (Cano, Zavalo, Orozco, Valverde, & Pérez, 2012), constituye un mecanismo de regeneración natural cuya finalidad es contribuir a la recuperación de la vegetación después de un disturbio o alteración (Dalling & Hubbell, 2002; Garwood, 1989). Los BSG son muy dinámicos y presentan alta heterogeneidad en su composición y abundancia, tanto espacial como temporalmente (Paluch, 2011). Garwood (1989) destaca la importancia de la composición y dinámica del banco de semillas, para predecir el curso de la sucesión secundaria, cuando se presentan perturbaciones en los bosques nativos. La composición y diversidad inicial de la vegetación después de un disturbio, depende de la composición y diversidad del BSG, que puede ser muy diferente al de la vegetación antes del disturbio (Garwood, 1989).

Entre los múltiples factores que afectan el tamaño, composición y diversidad del BSG, están los intrínsecos (fisiología, tamaño y forma de las semillas); la dispersión de las semillas; las condiciones ambientales y del entorno, (luz, temperatura, microtopografía, temporadas de lluvias o secas) y el grado de perturbación del suelo (Bedoya, Estevez, & Castaño, 2010; Cardona & Vargas, 2004; Simpson, Leck, & Parker, 1989).

El estudio del banco de semillas ayuda a entender la dinámica de la sucesión y el potencial de regeneración del ecosistema, ya que pueden evaluarse aspectos importantes como la disponibilidad de propágulos de especies nativas, la diversidad de especies con mecanismos regenerativos que aportan a la sucesión, y la existencia o no de barreras bióticas a la restauración (Baker, 1989; Cano et al., 2012; Torrijo, Prieto, & Suárez, 2011). Por lo anterior, esta reserva de semillas puede representar el potencial regenerativo de comunidades vegetales y constituirse en un componente importante dentro de la estrategia de sobrevivencia de las especies a lo largo del tiempo, al convertirse en un elemento fundamental para la recuperación de áreas sometidas a disturbio (Thompson, 1987; Valladares, Peñuelas, & Calabuig, 2005; Vargas, 2011).

2. Planteamiento del problema

En la región del Piedemonte Llanero y específicamente en el departamento del Meta, se han dado durante los últimos 65 años cambios drásticos en el uso del suelo, debido principalmente a procesos de colonización, que además, de proporcionar la ampliación de zonas urbanas, han acelerado el desarrollo de las actividades agropecuarias, lo cual ha ido en contravía con la continuidad de las formaciones boscosas. Svenson (1996), señala que en el año 1950 cerca del 45% del territorio del departamento del Meta estaba cubierto por zonas selváticas, área que disminuyó paulatinamente en un 90% para 1990 (Cormacarena, 2007). Lo anterior es concurrente con el estudio presentado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM), en el cual mencionan que el departamento del Meta ocupa el tercer lugar del país con más áreas deforestadas; esto equivale a 13.727 hectáreas deforestadas que representan el 9,78% de la deforestación nacional (Ideam, 2014).

En las zonas de piedemonte cercanas a la ciudad de Villavicencio aún subsisten fragmentos de diferente tamaño correspondientes a los bosques originales de las zonas de ladera de la cordillera Oriental. Sin embargo, estos relictos están en la actualidad altamente intervenidos principalmente por el aprovechamiento de especies de importancia comercial y la continua extracción de leña, además de la intensa expansión urbanística de la ciudad hacia la periferia. De acuerdo con comunicación personal de Velosa (2016), el área de estudio de manera particular corresponde a dos fragmentos de 8 hectáreas aproximadamente, correspondientes a bosques secundarios jóvenes coincidentes con procesos de sucesión temprana entre 20 – 30 años de edad, producto del cese de las actividades productivas en la zona y de las actividades de regeneración natural de potreros abandonados.

Aunque la historia de uso del área de estudio y su área de influencia, no ha sido documentada, es probable que los disturbios se hayan intensificado en los años 70 – 80 con la extracción de árboles maderables y quemas superficiales para habilitar potreros para ganadería. En la actualidad dado que los usos del suelo están restringidos a usos de protección, es de suponer el cese de las actividades de extracción comercial de madera y de quemas, aun cuando es factible que

se continúe dando el uso para extracción de leña dado el establecimiento de zonas de invasión en la vecindad inmediata del sitio de estudio (Velosa, 2016).

Por tanto, es factible suponer que la abundancia y diversidad de las fuentes de propágulos, incluyendo el banco de semillas, sea afectada por el grado de alteración en las áreas de piedemonte llanero cercanas a Villavicencio. Esta afectación puede ser producto de la modificación de las condiciones del suelo a causa de la remoción de la capa vegetal y la compactación por pastoreo (Skoglund, 1992). Después de un periodo de tiempo en el que se producen disturbios frecuentes, el banco de semillas puede disminuir en su abundancia y riqueza de especies, convirtiéndose de esta manera en una fuerte limitante para el proceso de regeneración natural (Acosta & Vargas, 2008). El banco de semillas en zonas muy alteradas como los potreros podría estar compuesto por especies herbáceas exóticas y especies ruderales con semillas de larga vida que se ven favorecidas al reducirse la cobertura de los bosques (Garwood, 1989; Holl, Loik, Lin, & Samuels, 2000).

Adicionalmente y dependiendo del grado de alteración, la densidad de especies arbóreas y arbustivas del ecosistema original es baja y las pocas semillas que logren ser dispersadas pueden tener corta viabilidad y no permanecer en el banco de semillas por mucho tiempo (Cárdenas, Posada, & Vargas, 2002). De otro lado y dado que las zonas potrerizadas pueden ser dominadas por gramíneas y especies herbáceas resistentes al pastoreo, estas pueden inhibir la germinación y establecimiento de especies de mayor porte, dando como resultado una lenta recuperación y una baja diversidad del bosque secundario (Aide & Cavelier, 1994; Zimmerman, Pascarella, & Aide, 2000). La dominancia de unas pocas especies del ecosistema original en el banco de semillas en zonas de potrero, podría también afectar la recuperación de la vegetación y la dinámica del bosque en el largo plazo (Vargas, 2011). Las semillas que lleguen a un potrero por dispersión pueden perder su viabilidad rápidamente, impidiendo la conformación de un banco de semilla persistente y afectando el surgimiento de plántulas de especies arbóreas o arbustivas, lo cual se convertiría en un problema para su recuperación (Velasco & Cárdena, 2007).

La transformación del paisaje también afecta el comportamiento de los agentes dispersores (aves y murciélagos principalmente), como consecuencia de la reducción de la vegetación y disminución de las interacciones entre el dispersor y las plantas (Harms & Paine, 2003). La

ausencia de la dispersión por animales (zoocoria) puede disminuir la presencia de semillas de este tipo de plantas en el banco de semillas, limitando la regeneración del bosque y pudiendo causar la extinción local tanto de los organismos involucrados en la interacción como de otros que se puedan beneficiar indirectamente de la misma (Velasco & Vargas, 2004).

Dado que la entrada de semillas al suelo está determinada en gran parte por la lluvia de semillas disponible y la dispersión, estos factores pueden determinar el rumbo de la sucesión y por lo tanto la capacidad de autoregeneración del ecosistema (De Souza, Maia, & Pérez, 2006) . Por los motivos mencionados es importante conocer la relación que existe entre el banco de semillas, las características fisicoquímicas del suelo y la pendiente del terreno, para entender los cambios en la composición de la comunidad vegetal con respecto a la perturbación, la sucesión y las acciones de restauración a desarrollar. Dada la importancia del BSG y su papel preponderante en el surgimiento de la vegetación, se plantea la siguiente pregunta de investigación: **¿Cómo varían las características del banco de semillas germinable en áreas de bosque secundario y pastizal de piedemonte llanero, y su relación con algunas características fisicoquímicas del suelo y la pendiente del terreno, en predios de la Universidad Santo Tomás, Campus Loma linda, durante un periodo de 4 meses?**

3. Objetivos

3.1 Objetivo General.

Caracterizar el Banco de Semillas Germinable (BSG) y su relación con algunas características fisicoquímicas del suelo, la pendiente del terreno, por medio de la colecta de muestras y conteo de plántulas germinadas en vivero, como insumo para el diagnóstico de la restauración de áreas alteradas de piedemonte llanero en predios de la Universidad Santo Tomás, Campus Loma Linda.

3.2 Objetivo Específico.

Comparar la variación en la composición, estructura y diversidad del BSG en dos fragmentos de bosques secundarios y uno de pastizal, mediante el conteo de plántulas germinadas y el uso de índices matemáticos para establecer la diversidad.

Relacionar la abundancia de las morfoespecies que conforman el BSG con algunas características fisicoquímicas del suelo, por medio de un coeficiente de correlación estadístico, para determinar la influencia de estas variables sobre el BSG.

Identificar el tipo y la cantidad de especies de plantas útiles para la conformación o diseño de núcleos de restauración activa de acuerdo a la abundancia de las mismas en el BSG.

4. Justificación

La fragmentación de los ecosistemas trae como resultado la conformación de una matriz espacial de parches, relictos o fragmentos de bosque que dificultan la conectividad biológica, lo cual puede derivar en la pérdida de biodiversidad, cambios en la composición y abundancia de especies (Bustamante & Grez, 1995). El área de estudio corresponde a dos fragmentos de bosque secundario y pastizal, los cuales se vieron afectados por actividades antrópicas como la ganadería extensiva, deforestación y la expansión urbana, aunque sus usos en la actualidad de acuerdo con la planificación del territorio estén dados para protección (POT, 2015), es posible que se continúe dando el uso para extracción de leña en la vecindad inmediata (Velosa, 2016).

De acuerdo con lo anterior después de un tiempo en el que se hayan presentado disturbios frecuentes en un área, es factible suponer que las fuentes de propágulos, incluyendo el banco de semillas pueden disminuir en su abundancia y riqueza, convirtiéndose de esta manera en una limitante para el proceso de regeneración natural del ecosistema (Vargas, 2011).

Por tanto, conocer los factores que determinan el surgimiento de la vegetación en forma natural permite planear y dirigir mejor los esfuerzos de restauración ecológica. Entre las opciones de trabajo que se cuentan, está la posibilidad de regeneración de remanentes bióticos y de los bancos de semilla germinables -BSG (Baker, 1989; Bedoya et al., 2010), siendo este último considerado un facilitador en el mantenimiento o recuperación de la vegetación principalmente por especies pioneras, jugando un papel importante en la colonización de hábitats que han sido perturbados (Luzuriaga, Escudero, Olano, & Loidi, 2005).

En este sentido el estudio del BSG ayuda a entender la dinámica del ecosistema, proporcionando información acerca del estado de la sucesión vegetal, de las especies potencialmente capaces de reemplazar a las existentes y del tipo de especies que componen la vegetación presente (Bedoya et al., 2010), siendo esta información fundamental para conocer los factores limitantes de la sucesión en cada terreno (Holl, 1999).

Así mismo, conocer la influencia que tiene las características fisicoquímicas del suelo sobre el banco de semillas, es importante debido a que allí generalmente llegan las semillas después del proceso de dispersión y donde se encuentran sometidas a una serie de factores ambientales fluctuantes que influyen en la variabilidad en la composición y la diversidad del BSG (De Souza et al., 2006).

Finalmente un factor importante para el desarrollo de esta investigación, es la escasez de este tipo de estudios en bosque de piedemonte llanero, ya que en el país se han enfocado en su mayoría en bosques altoandinos, subandinos, páramos y selvas bajas, contando con un solo referente en bosques del piedemonte llanero en el departamento de Casanare (Torrijo et al., 2011). Este estudio además de brindar información con la que antes no se contaba, puede servir como insumo para el diseño de futuras estrategias de restauración.

5. Alcance del proyecto

El área de estudio forma parte del denominado cinturón verde del municipio de Villavicencio cuyo uso del suelo está destinado a ser forestal protector (POT, 2015) (Anexo 1). También hace parte del piedemonte llanero en la generalidad de su extensión; ha experimentado una transformación alta de sus ecosistemas, como consecuencia de las facilidades para su acceso por la infraestructura vial que lo circunda, expansión de la frontera urbana y el desarrollo de explotaciones agropecuarias, principalmente la ganadería. Esta situación ha determinado la sustitución de su cobertura vegetal original por un mosaico de parches remanentes de bosque, con procesos de remoción en masa en algunos sectores. El grado de afectación del área amerita el establecimiento de acciones de restauración y rehabilitación ecológica encaminadas a restablecer de manera parcial o total la composición, estructura y función del ecosistema alterado.

Finalmente el presente proyecto se desarrolló en 5 meses, (inicio Enero y finalización mayo), teniendo como beneficiario la Universidad Santo Tomás, sede Villavicencio.

6. Antecedentes

La restauración ecológica es una disciplina científica originada a finales del siglo XX, estudia los ecosistemas degradados y su proceso de restablecimiento, teniendo como herramientas para el abordaje, análisis y reflexión, todos los conceptos, teorías, métodos y herramientas de la ecología básica (SER, 2004). Cuando los ecosistemas están muy degradados no pueden regenerarse solos, es necesario implementar estrategias para lograr su recuperación, lo cual se denomina restauración activa (Garwood, 1989), en la cual es necesario ayudar o asistir al ecosistema para garantizar que se puedan desarrollar procesos de recuperación en sus diferentes fases y superar las barreras que impiden la regeneración (Vargas, 2007).

Los bancos de semilla junto con los bancos de plántulas, los bancos de retoño y la lluvia de semillas son las fuentes de propágulos que están en la naturaleza; es decir, representan la fuente de estructuras de las plantas que tienen la capacidad de dar origen a otros individuos (Bedoya et al., 2010). Los bancos de semillas germinable (BSG) en el suelo, desempeñan un papel importante en el mantenimiento de la regeneración natural de las comunidades vegetales dentro de un proceso sucesional, tanto en áreas naturales, como en aquellas degradadas por factores antrópicos tales como quema, pastoreo, minería, etc. (Acosta & Vargas, 2008). Diferentes estudios con énfasis en la caracterización del banco de semillas en diferentes tipos de hábitat, han permitido establecer su importancia en los procesos de restauración, particularmente en su contribución a la regeneración de plantas pioneras en las fases tempranas de la sucesión ecológica (Beltrán, 2012; Cárdenas et al., 2002; Higuera, Gutierrez, Mondragón, & Claudia Liliana Alvarado, 2007; Luzuriaga et al., 2005; Tekle & Bekele, 2000; Torrijo et al., 2011).

En general los estudios de caracterización del BSG, han incluido el desarrollo de dos fases metodológicas: una primera fase en campo donde se colectan las muestras del suelo generalmente a diferentes profundidades, debido a que algunos autores establecen que los bancos de semillas son muy heterogéneos en función de esta variable, es decir, entre mayor sea la profundidad a la que se encuentra, este va a disminuir en su composición y diversidad (Bigwood & Inouye, 1988; Garwood, 1989; Thompson et al., 1993), y una segunda fase en vivero donde se facilita la

germinación de las semillas para la posterior determinación taxonómica de las plántulas que emergen (Beltrán, 2012; Cárdenas et al., 2002; Higuera et al., 2007; Torrijo et al., 2011); algunos autores han incluido de manera adicional un análisis de viabilidad de semillas por el método de emergencia de plántulas, con el objeto de identificar el número de semillas viables que pueden germinar, y de esta manera ganar información adicional sobre aspectos fenológicos desconocidos de muchas especies de plantas nativas que conforman los bancos de semillas (Gross, 1990).

En Colombia se han realizado estudios descriptivos enfocados en la caracterización de los BSG en diferentes tipos de ecosistemas naturales, seminaturales y altamente transformados, así como su relación con algunas variables ambientales tales como factores meteorológicos, hidrológicos, características de la vegetación en pie y del suelo, sometidos a diferentes disturbios de diferente intensidad y frecuencia; por lo general tales estudios incluyen en primera instancia la identificación de la composición del BSG seguido de un análisis de las variaciones en la diversidad alfa y beta como indicadores del efecto sobre el banco de semillas en diferentes estadios de perturbación o disturbio antrópico (Beltrán, 2012; Cárdenas et al., 2002; Higuera et al., 2007; Torrijo et al., 2011). En un estudio realizado en el páramo de Chingaza, Cundinamarca en el 2002, se evaluó el comportamiento del BSG frente a una situación de perturbación por pastoreo; este estudio reporta un incremento en la riqueza y diversidad del BSG en situaciones de disturbio intermedio por pastoreo, contrastando con una situación de disminución de las variables de riqueza y diversidad en áreas con pastoreo intensivo (Cárdenas et al., 2002). Esta alta diversidad asociada a etapas con disturbios intermedios es explicada en términos de atributos de historia natural de las especies que conforman el banco de semillas relacionadas con formas de crecimiento eficientes (radicantes y estoloníferas), y con la capacidad de crecimiento en condiciones de estrés intermedio por efecto de la herbivoría y el pisoteo (Cárdenas et al., 2002).

De otro lado, algunos estudios realizados en ecosistemas altoandinos en el periodo 2004 – 2008, enfocados en la caracterización y valoración del potencial de regeneración del banco de semillas, reportan que el BSG está compuesto principalmente por semillas persistentes y pseudopersistentes, y pocas son de tipo transitorio (Acosta & Vargas, 2008; Velasco & Vargas, 2004). De acuerdo con Thompson et al. (1998), los lugares con presencia de disturbios antrópicos presentan bancos con tendencia a la persistencia temporal, lo cual permite mantener reservas de

plántulas para todo el proceso sucesional, no solo en las fases tempranas sino también en las fases tardías. En otro estudio realizado en las selvas bajas del país en 2015, se comparó la composición, estructura y diversidad del BSG con las características del suelo y factores meteorológicos, en diferentes biotopos; este estudio demostró que la composición del BSG es afectada por las altas precipitaciones y la acidez del suelo, las cuales causan lixiviación de nutrientes y por ende baja fertilidad de los suelos, afectando directamente la diversidad del BSG (Calderón, Múnera, & Ramos, 2015).

Los estudios sobre el BSG en zonas de piedemonte y sabanas de los llanos orientales son muy escasos. Según revisión bibliográfica, en el 2008 se realizó un solo estudio de caracterización del BSG en sabanas inundables del municipio de Pore en el departamento del Casanare; este estudio relacionó la composición del banco de semilla con el régimen climático y la composición de la vegetación en pie en cinco (5) tipos distintivos de biotopos (borde de bosque, sabana antrópica, sabana nativa, bosque y rastrojo), reportándose una mayor riqueza en el borde del bosque y una mayor diversidad en el banco de semillas en época de lluvias bajas (Torrijo et al., 2011).

Los diferentes estudios realizados sobre la composición, estructura y diversidad del BSG coinciden en señalar la importancia del BSG como fuente de propágulos para procesos de restauración (Acosta & Vargas, 2008; Cárdenas et al., 2002; Higuera et al., 2007; López, Macías, & Gutiérrez, 2016; Rodríguez, 2009). Sin embargo, se identifica un vacío importante en la mortalidad de plántulas después del proceso de germinación en el vivero; por tanto, estos autores han sugerido dirigir la investigación hacia metodologías de adaptación, de las especies germinadas en vivero a las condiciones de establecimiento de las plántulas en campo. Este tipo de investigación puede proporcionar información de utilidad para determinar con mayor precisión que especies usar en ejercicio de restauración activa mediante el método de nucleación.

La presente investigación, caracterizó el Banco de Semillas Germinable (BSG) y su relación con la pendiente del terreno y las características del suelo en áreas perturbadas (bosque secundario y pastizal) en dos sectores de piedemonte llanero de la ciudad de Villavicencio, en predios de la Universidad Santo Tomás, Campus Loma Linda.

7. Marcos de referencia

7. 1.Marco teórico.

7.1.1 Papel del banco de semillas en la restauración.

Los bancos de semilla germinable -BSG son muy dinámicos en una comunidad biótica y presentan alta heterogeneidad en su composición y abundancia, tanto espacial como temporal (Garwood, 1989). Los estudios del BSG han facilitado la reconstrucción de las dinámicas de las poblaciones vegetales que estuvieron antes de que un disturbio alterara la composición del ecosistema y reemplazara los individuos originales por especies oportunistas (Vargas, 2007). Así mismo es considerado un registro viviente, porque permite conocer el tipo de vegetación que existe o ha existido en un lugar determinado (Dalling & Denslow, 1998; Saulei & Swaine, 1988), cuyo papel es el de facilitar el mantenimiento o la recuperación de la vegetación de una área, principalmente por especies pioneras (Tecklel & Bekele, 2000). Por tanto las semillas y propágulos almacenados en el suelo, juegan un papel crucial en la colonización de hábitats perturbados (Luzuriaga et al., 2005).

Cuando se constituye una cobertura vegetal con especies pioneras o colonizadoras, las condiciones micro-ambientales del lugar cambian y con ello se reactivan funciones importantes del ecosistema como: la regulación de la luminosidad y temperatura, la protección del suelo y el ciclaje de nutrientes, entre otras. Por tal motivo, algunas de estas especies, en particular de hábito arbustivo, se consideran “facilitadores” o “catalizadores” de la sucesión (Holl et al., 2000; Vieira, Uhl, & Nepstad, 1994). Con estas nuevas condiciones, se favorece la aparición y establecimiento de especies arbóreas propias de estadios sucesionales más avanzados (Dupuy & Chazdon, 1998; Middleton, 2003; Quintana, Gonzalez, Espinosa, Ramirez, Dominguez & Martinez, 1996).

Una característica importante del banco de semillas cuando es utilizado en la regeneración de lugares perturbados, es la formación de bancos relativamente móviles y persistentes en el suelo después de que las plantas parentales desaparecen del sitio (Klimes, 2007). Muchas semillas no germinan inmediatamente después de la maduración, en vez de eso las semillas permanecen

dormantes en el suelo hasta detectar condiciones favorables para su germinación, dicho proceso puede tardar años (Baker 1989). Los bancos de semillas también determinan directamente los patrones espaciales y temporales de aparición de las plántulas (Leck et al. 1989).

7.1.2 Formación del banco de semillas.

Según Jeffrey (como se citó en Ponce & Montalván, 2005) la formación del banco de semillas se inicia con la dispersión y finaliza con la germinación o muerte de las semillas. Su dispersión alrededor de la planta que le dio origen, establece una distribución determinada en la superficie de suelo (Phillips, 1954). Respecto a ello, la agregación de las semillas que caen en un área particular depende de una variedad de factores tales como la altura, la distancia y la distribución de la fuente de semillas, de los agentes de dispersión y la capacidad de dispersión de las semillas (Harper, 1977). Por tanto, la existencia del bancos de semillas depende del éxito de la dispersión, así como, de las condiciones del disturbio (Glenn, Peet, & Veblen, 1992). En este sentido, Garwood (1989) y Dalling (2002) mencionan que el grado y tipo de perturbación del suelo, los patrones de uso en áreas adyacentes, entre otros, son los factores que determinan los atributos del banco de semillas en un terreno determinado; de esta manera y dependiendo de las características del suelo, las semillas se encuentran expuestas a una serie de factores fluctuantes que determinan su germinación, influyendo en la variabilidad de la diversidad y composición del BSG (Besnier, 1989).

Tekle y Bekele (2000) sostienen que en áreas degradadas, la sola presencia del banco de semillas no es suficiente para la recuperación de la vegetación, en especial aquellas de hábito arbóreo; estos autores sostienen que tanto la intensidad de los disturbios como la adecuación de áreas de pastoreo, ocasionan un reemplazamiento de la composición del banco de semillas original, por pastos, enredaderas, herbáceas exóticas y ruderales. Se asume entonces que la fragmentación del bosque nativo, ocasionada por actividades agrícolas o ganadería, es uno de los factores más relevantes que limitan la recuperación de la vegetación en áreas intervenidas, dada la ausencia o disminución de propágulos de especies nativas, producto a su vez de la disminución del BSG y de la lluvia de semillas (Tekle & Bekele, 2000; Vargas, 2007). En este sentido, otros factores que determinan el rumbo de la sucesión y que causan bajos porcentajes de germinación de semillas y

establecimiento de plántulas, son la predación de semillas, la herbivoría, la escasez de nutrientes y micorrizas en el suelo, la compactación del suelo, y los niveles altos de intensidad lumínica (Cubina & Aide, 2001; Holl, 1999; Uhl, Buschbacher, & Serrao, 1988) .

7.2 Marco Conceptual.

7.2.1 Estrategias de regeneración de un ecosistema

Analizar la palabra *restauración* desde el punto de vista ecosistémico ayuda a pensar en todos los procesos fundamentales de funcionamiento de un ecosistema, especialmente en los procesos ligados a las sucesiones naturales, sus interacciones y las consecuencias de las actividades humanas sobre estos procesos (Jordan, Gilpin, & Aber, 1990). Sin embargo existen áreas que están tan alteradas que ya es difícil hablar de restauración y se pueden emprender otras acciones como *la rehabilitación* que suele usarse como sinónimo de la restauración, pero en realidad su uso presenta diferencias (Jordan et al., 1990), la rehabilitación no implica llegar a un estado original, por esta razón se puede usar para indicar cualquier acto de mejoramiento desde un estado degradado (Ormerod, 2003) sin tener como objetivo final obtener el ecosistema original, sin embargo, es posible que se pueda recuperar la composición y estructura ecosistémica, sin recuperar completamente su función (Samper, 2000); otro término es *la reclamación o reemplazo* que hace referencia al retorno a un estado de utilidad que a un estado original, es decir, se reemplaza un ecosistema degradado por otro productivo, pero estas acciones no llevan al ecosistema original (Munshower, 1994); mientras que, *la revegetalización* es la colonización de plantas en un área en la que se haya removido su cobertura vegetal original por efecto de un disturbio; no necesariamente implica que la vegetación original se reestablece, solamente que algún tipo de vegetación ahora ocupa el sitio (Vargas & Mora, 2007).

7.2.2 Concepto de restauración ecológica.

La Sociedad de Restauración Ecológica (2004), define *la restauración* como "El proceso de alterar intencionalmente un sitio para establecer un ecosistema" (SER, 2004). En general el concepto de restauración abarca o incluye actividades como la rehabilitación o reemplazo en tres

aspectos fundamentales: busca reestablecer no solamente la función del sitio, sino además sus componentes, estructura y complejidad; depende de un propósito intencional y de actividades humanas constructivas; no intenta únicamente imitar lo que era un sistema, sino además replicar lo que un sistema hacía y así crear una autoorganización sostenible y persistente (Vargas & Mora, 2007), un sistema restaurado es capaz de sostenerse así mismo, puede resistir invasiones por nuevas especies, es tan productivo como el original y tiene interacciones bióticas similares a la original (Vargas & Mora, 2007).

En este sentido los ecosistemas se restauran de dos formas: por si mismos (restauración pasiva) si no existe una barrera que se los impida, es decir que en un ecosistema degradado al eliminar los factores tensionantes o los disturbios que impiden su regeneración, se restaurará solo; pero cuando los ecosistemas están muy degradados, no pueden regenerarse solos, es muy lenta su regeneración o se desvía o detiene su dinámica natural, lo que limita su proceso de regeneración; se tienen que implementar estrategias que ayuden en su recuperación (restauración activa) (SER, 2004; Vargas, 2007). Una de las estrategias para la restauración activa es la nucleación que consiste en conformar un ensamble de especies de acuerdo a su etapa sucesional, dando lugar a la sucesión secundaria que conduce a la recuperación de la cobertura vegetal en cualquier terreno (Gutiérrez, 2012).

7.2.3 Sucesión de la vegetación.

Para el restablecimiento de la vegetación se requiere, en primer lugar, de la presencia de semillas o propágulos en el suelo; en este sentido, las especies vegetales cuentan en general con uno o más mecanismos para su regeneración. Entre ellos está la acumulación de semillas en el suelo (banco de semillas), la cual junto con la lluvia de semillas, son los procesos ecológicos de mayor relevancia en la reaparición de la vegetación en un terreno determinado (Bedoya et al., 2010). En la Restauración Ecológica, el BSG se considera una estrategia para acelerar el proceso de sucesión natural de la vegetación (Holl et al., 2000; Wijdeven & Kuzee, 2000; Zimmerman et al., 2000), siendo el mecanismo más importante para la regeneración con especies pioneras, en terrenos donde el uso del suelo no ha sido muy intenso (Alvarez, Williams, & Newton, 2005; Dalling, 2002; Garwood, 1989; Guariguata & Kattán, 2002).

7.2.4 Tipología de bancos de semillas.

Los bancos de semillas de bosques tropicales se pueden clasificar por el tiempo de permanencia de las semillas en el suelo en la siguientes categorías: *transitorios*: compuestos por semillas de corta viabilidad y no dormantes; *persistentes*: los que presentan semillas con dormancia facultativa; *pseudo-persistentes*: compuestos por semillas no dormantes que se dispersan continuamente durante el año; *transitorios estacionales*: en esta categoría se incluyen los compuestos por semillas que tienen dormancia estacional, y los *transitorios retardados*: compuestos por semillas con germinación retardada no asociada con condiciones adversas estacionales (Thompson et al., 1993). No obstante, las semillas sobre la superficie del suelo no persisten por largos periodos, y su entierro claramente favorece la persistencia (Thompson et al., 1993).

7.2.5 Factores que determinan la existencia del banco de semillas.

Debido a que la existencia del banco de semillas es el resultado de un proceso dinámico donde influyen factores internos de las semillas como los de su entorno. A continuación, se presenta una breve descripción de ellos.

7.2.5.1 Intrínsecos y dispersión de semillas.

La *fisiología de las semillas*: en general las semillas de los bosques tropicales pueden presentar dormancia, una dormancia facultativa, una combinación de ambas o no presentar ninguna de ellas (Garwood, 1989; Dalling, 2002), dicha dormancia es un estado de reposo de las semillas, lo cual garantiza que la germinación ocurra principalmente cuando las oportunidades de sobrevivencia de las plántulas sean altas (Van Der Valk, 1992; Fenner, 2002). La germinación es retardada por causas intrínsecas como: baja capacidad de absorción de agua, inmadurez fisiológica del embrión o la presencia de factores químicos (Dalling, 2002). Estos cambios fisiológicos en la semilla, pueden ocurrir durante la dispersión por el efecto del dispersor, o después de ella por la condiciones micro ambientales del suelo (Garwood, 1989). Por otra parte, la dormancia facultativa

está relacionada con los cambios ambientales como el tipo de luz y variantes en la temperatura originada por exposición solar o quemas (Garwood, 1989; Dalling, 2002).

El *tamaño y forma de la semilla*: las semillas grandes, mayores a 1,0 gramo de masa (Howe & Smallwood, 1982) son frecuentes en plantas que, en sus primeros estadios, requieren sombra para establecerse y se denominan umbrófilas. Por su parte, las semillas de tamaño reducido son propias de especies pioneras que se encuentran en claros, zonas de derrumbes y campos agrícolas abandonados. Por su tamaño, pueden ser dispersadas a grandes distancias (generalmente por el viento). Thompson et al. (1993), al evaluar el tamaño y la forma de semillas y frutos de hierbas (en su mayoría cosmopolitas) en relación a la persistencia en el suelo, encontraron que las semillas con menos de 3 mg y casi redondas, tienen la tendencia a ser enterradas y, por lo tanto, ser persistentes.

La *dispersión de las semillas*: las semillas de diferentes especies poseen adaptaciones especializadas para ser dispersadas, las cuáles se reconocen como los síndromes de dispersión; entre los más comunes están los siguientes: anemocoria (dispersión por el viento), hidrocoria (dispersión por el agua), epizoocoria (dispersión por contacto con animales), endozoocoria (dispersión al ser ingeridas por animales), barocoria (dispersión por gravedad) y autocoria (dispersión por mecanismos propios de la planta como la explosión de frutos) (Van Der Valk, 1992). Sin embargo, algunas especies según su hábitat son policorias, es decir, presentan más de un síndrome de dispersión (Bedoya et al., 2010; Harper, Lovell, & Moore, 1970). Por tanto, la ausencia de la dispersión por animales (zoocoria) puede disminuir la presencia de semillas en el BSG, limitando la regeneración del bosque, llegando a causar la extinción local tanto de los organismos involucrados en la interacción como de otros que se puedan beneficiar indirectamente de la misma (Van Der Valk, 1992).

Es frecuente que algunas semillas, después de ser dispersadas y aún viables, sean removidas de su ubicación inicial en dirección tanto horizontal como vertical por acción de vectores como agua, viento y animales, lo cual influye en su distribución espacial. Este fenómeno, se denomina dispersión secundaria (Cole, 2009). Algunos de estos propágulos, pueden ser enterrados hasta una

profundidad de 12 cm (Dalling, 2002), con lo cual se reduce o elimina su depredación por invertebrados y facilita el anclaje de las plántulas (Thompson, 1989).

7.2.5.2 Condiciones ambientales y del entorno.

La *luz*, estimula la germinación de un gran grupo de semillas del suelo en el bosque e inhibe a unas pocas. La inhibición de la germinación bajo del bosque, es un mecanismo usado por especies que persisten en el banco de semillas, como las pioneras y hierbas de amplia distribución (Garwood, 1989), en la espera de detectar la formación de un claro (Khurana & Singh, 2001), y por tanto no poseen un banco de plántulas en el sotobosque (Dalling & Hubbell, 2002). La ausencia de luz disponible para la germinación de semillas y establecimiento de las plántulas, debe ser un elemento para tener en cuenta en los procesos de restauración ecológica (Bedoya et al., 2010).

La *Temperatura*: muchas especies tropicales, especialmente las pioneras, requieren de la fluctuación de la temperatura durante el día para detener la dormancia, este cambio es evidenciado por las semillas al formarse un claro y presentarse una alta amplitud en temperaturas a nivel del suelo. Ciertas semillas, requieren períodos cortos de enfriamiento seguidas de altas temperaturas para acelerar la germinación (Khurana & Singh, 2001).

El *microrrelieve o microtopografía*: así como la dispersión de semillas, es uno de los principales factores que explican la heterogeneidad espacial del banco de semillas, favoreciendo la distribución espacial tipo agregada y/o irregular que presentan las semillas de la mayoría de las especies (Van Der Valk, 1992; Enciso et al., 2000), lo cual es facilitado por la forma de las semillas.

La *estación del año*: al parecer, la producción y liberación de semillas durante las estaciones del año (lluvia y sequía), es una estrategia más de adaptación de las especies a su hábitat (Bedoya et al., 2010). Al parecer en los ecosistemas tropicales.

Los *Niveles de perturbación del suelo* debido a que las perturbaciones (naturales o antrópicas), originan cambios en la intensidad lumínica, contenidos de nutrientes y de biomasa que

se encuentra sobre el suelo (Scatena, 2002), por tanto, el tipo y grado de perturbación determina la clase de semillas que se pueden encontrar en el suelo según la longevidad y los requerimientos de luz (Garwood, 1989).

7.2.6 Influencia del suelo sobre la restauración.

El suelo es el entorno al que habitualmente llegan las semillas al final de la dispersión y donde se encuentran sometidas a una serie de factores ambientales fluctuantes que determinan su germinación, su supervivencia en letargo o su muerte (Besnier 1989). Por tanto, es considerado un componente crítico y determinante de los ecosistemas (Bradshaw, 1997). Su estado de degradación es una barrera para la restauración ecológica afectando el desarrollo de las comunidades vegetales y animales de un área. En este sentido la degradación del suelo implica la disminución de su capacidad productiva a causa del uso intensivo, lo cual conduce a cambios adversos en sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Problemas como:

La *compactación* genera disminución de oxígeno en su interior, dificultando la infiltración del agua y aumentando la escorrentía, lo que a su vez dificulta el establecimiento y desarrollo de las plántulas (Bassett, 2005), así como el crecimiento y la expansión de las raíces.

La *toxicidad* se expresa de tres formas: la acidificación afecta la disponibilidad de nutrientes y el metabolismo de las plantas provocando la inmovilización de elementos esenciales, desarreglos fisiológicos en el interior de las raíces; los metales pesados los cuales son absorbidos y transportados en el interior de las plantas como cualquier microelemento esencial causando desarreglos funcionales que inactivan procesos fisiológicos fundamentales en la respiración y fotosíntesis, inhabilitan la captación, la asimilación de nitrógeno y restringen el crecimiento, finalmente la Salinidad al ser incorporadas en exceso las sales dentro de las células vegetales, producen reducción significativa de la energía; desencadenando acumulación de sustancias nocivas y perjudica la asimilación de nitrógeno, detiene la fotosíntesis, reduce la captación de algunos nutrientes y afecta el crecimiento de las plántulas (Larcher, 2003).

La *baja fertilidad* del suelo se da por causa de deficiencia de materia orgánica y nutrientes minerales. Así mismo, la deficiencia de materia orgánica se relaciona con *baja capacidad de retención agua*, siendo ésta también consecuencia de la compactación y alteración de la estructura del suelo. Cuando no existe la suficiente cantidad de estos recursos el crecimiento de las plantas se ve limitado y no persisten en el tiempo. Sin embargo, el contenido de agua en el suelo puede afectar la sobrevivencia de las semillas, modificando la composición y el tamaño de los BSS (Ibrahim & Roberts, 1983; Maia et al., 2004). Existen evidencias de que la sobrevivencia en suelos saturados disminuye drásticamente en especies de plantas de hábitat terrestre (Skoglund & Verwijst, 1989), o bien no disminuye entre especies que crecen en sustratos saturados (Van der Valk & Davis, 1976).

Finalmente se encuentra *la disminución y desaparición de los organismos* del suelo, trae consigo el retraso de procesos claves en el funcionamiento del suelo y los ecosistemas, como fijación de nitrógeno, descomposición de materia orgánica, ciclado de nutrientes y aireación. Dado que en estos procesos participan organismos especializados, su ausencia o bajo número repercute en el estado de salud de las plantas. Por ejemplo, microorganismos como las micorrizas contribuyen a mejorar la captación de nutrientes y prevenir enfermedades, sin ellas algunas plantas son bastante vulnerables (Bradshaw, 1997).

7.2.7 Características del banco de semillas.

Conocer las características del banco de semillas de un terreno en particular, permite obtener información sobre el estado de sucesión, el grado de perturbación, los mecanismos de dispersión de semillas y, de manera indirecta, el tipo de fauna asociada, y las posibles fuentes de propágulos, entre otros aspectos. Toda esta información, es necesaria para conocer los factores limitantes de la sucesión en cada terreno (Holl, 1999). No obstante, un banco de semillas pequeño y con pocas especies, es el reflejo de la pérdida de diversidad en un lugar determinado, y refleja la simplificación de las comunidades vegetales futuras que pueden llegar a establecerse en cada sitio (Holl, 1999).

7.2.7.1 Descripción de las características del banco de semillas.

Entre los atributos que identifican el banco de semillas, están la densidad (número de semillas por metro cuadrado), la composición (a nivel taxonómico, longevidad, formas de vida) y la riqueza de especies (número de especies) (Chandrashekara & Ramakrishnan, 1993; Dupuy & Chazdon, 1998). Dichos atributos se ven afectados por los siguientes factores: el grado y tipo de perturbación del suelo, el patrón de uso de suelo en áreas adyacentes, el estado del desarrollo de la comunidad vegetal, la presencia de agentes dispersores y las estaciones del año (Dalling, 2002; Garwood, 1989).

Para realizar la descripción del banco de semillas, se requiere hacer un análisis de la *diversidad Alfa*, que es la riqueza de especies de una comunidad particular que se considera homogénea, y *diversidad Beta*, siendo el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Whittaker, 1972). Entre los indicadores más comunes de diversidad alfa se encuentran: *índices de riqueza específica (S)*, este es un concepto simple de interpretar que se relaciona con el número de especies presentes en la comunidad (Moreno, 2001), entre los índices se destaca el de a) *Margalef*, mide el número de especies por número de individuos especificados o la cantidad de especies por área en una muestra, y b) *Menhinick*, al igual que el índice de Margalef se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados (Magurran, 1988).

Los *índices de diversidad* incorporan en un solo valor a la riqueza específica y a la equitabilidad, algunos de los índices de diversidad utilizados regularmente son a) el índice de dominancia de *Simpson (DSi)*, considera la probabilidad de que dos individuos de la población seleccionados al azar sean de la misma especie; indican la relación existente entre riqueza o número de especies y la abundancia o número de individuos por especie (Southwood & Henderson, 2000) y b) índices de equidad. El índice de *Shannon Wiener (H')*, el más común de los índices de diversidad, tiene en cuenta la riqueza de especies y su abundancia; este índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada una de ellas presente en la muestra, además mide la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies (Magurran, 1988). Entre otros índices de diversidad se encuentra los *Números de Hill* cuyas

unidades son números de especies; miden lo que se denomina el número efectivo de especies presentes en una muestra y son una medida del grado de distribución de las abundancias relativas entre las especies (Hill, 1973). Se utilizan también estimadores no paramétricos de diversidad como el índice *Chao 1*, el cual es un estimador del número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra (Chao & Lee, 1992).

La diversidad Beta o diversidad entre hábitats, es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972); es una dimensión que está basada en proporciones o diferencias, y pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de *similitud/disimilitud* entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de especies). Los índices de similitud expresan el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad Beta, que se refiere al cambio o diferencias en la composición y abundancia de especies entre dos muestras (Magurran, 1988).

7.3 Marco legal.

La restauración ecológica es una disciplina del conocimiento que utiliza la comunidad científica para tratar la degradación ambiental, y al mismo tiempo conservar y aumentar la biodiversidad junto con los servicios ecosistémicos derivados de la misma (Harris, Hobbs, Higgs, & Aronson, 2006).

La presente investigación está en el marco de la restauración ecológica cuyo tema en el país fue abordado a mediados de la década de los 60,70, 80, cuando se realizaron procesos de reforestación con especies exóticas, con el fin de aprovechamiento forestal, prevención de la erosión y detener la expansión urbana (Murcia & Guariguata, 2014) .

En un principio la restauración ecológica fue promovida por organizaciones gubernamentales y no gubernamentales, mediante cursos, seminarios, etc, organizados por diferentes instituciones a nivel nacional. Así mismo, el tema de la restauración se ha venido fortaleciendo mediante el establecimiento de estrategias legislativas y normativas que promueven

el desarrollo de programas de restauración y se han incluido en programas y planes de instituciones de carácter público y privado (MINAMBIENTE, 2015). La necesidad de estudiar el banco de semillas es porque se considera una estrategia que puede ser utilizada para desarrollar futuras estrategias de restauración ecológica activa, las cuáles están enmarcadas en un conjunto de normas, decretos y leyes relevantes para su implementación. En la Tabla 1 se mencionan las principales normas que están en el marco del desarrollo de la restauración ecológica en Colombia.

Tabla 1.

Relación de las principales normas aplicables en el marco de restauración ecológica en Colombia.

Tipo	Descripción
Decreto ley 2811 de 1974 (Art. 88)	Se prohíbe el aprovechamiento de especies forestales en áreas protegidas
Constitución política de 1991 (Art. 79)	Planificar el manejo y aprovechamiento de los recursos para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración y controlar los factores de deterioro ambiental
Convenio de diversidad biológica 1992	Conservación in-situ en el numeral f, donde establecen la rehabilitación y restauración de ecosistemas degradados, mediante la elaboración de estrategias de ordenación
Ley 99 de 1993 (Art. 5)	Regular el uso, manejo, aprovechamiento, conservación y recuperación de los recursos naturales
Decreto 2372 de 2010 (Art. 14, 15, 16, 20)	Establecen que los espacios geográficos que han sido dañados, degradados o destruidos deben ser destinados para usos de restauración, entre otras actividades

Nota: Descripción de las principales normas el marco de la restauración ecológica. Adaptado de información suministrada por Ministerio de Medio Ambiente. Por Dominguez & Romero, 2017.

Así mismo el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) ha formulado políticas, planes y estrategias, entre ellas el Plan Estratégico para la Restauración y el Establecimiento de Bosques en Colombia del año 1998 (Plan Verde); la Guía Metodológica para

la Restauración de Ecosistemas en el 2003; la Política para la Gestión Integral de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos de 2012, en la cual se fundamenta el manejo de la biodiversidad a partir de acciones de preservación, uso sostenible, conocimiento e información y restauración ecológica .

También se encuentra el Plan Nacional de Desarrollo (PND) 2010–2014 “Prosperidad para Todos”, en el cual se estableció como propósito y objetivo nacional a 2014 la restauración de 280.000 ha degradadas, ajustadas recientemente a 90.000 ha, y del que se reportaron 70.000 ha en el quinto informe de biodiversidad (Ramírez, 2014).

En diciembre de 2014 algunos países de Latinoamérica y el Caribe lanzaron la iniciativa 20x20, para restaurar al año 2020, 20 millones de hectáreas de tierras degradadas, en este caso, Colombia se comprometió a desarrollar procesos de restauración ecológica en un millón de hectáreas (WRI, 2014).

Un proyecto importante que se ha desarrollado desde 2010, es el Plan Nacional de Restauración Ecológica que define una serie de elementos conceptuales que permiten entender la restauración como una herramienta de gestión y planificación, con acciones que orientan y promueven el restablecimiento de la biodiversidad y de los bienes y servicios ecosistémicos; la meta de este plan, según el PND 2014-2018, es desarrollar procesos de restauración en 210 mil hectáreas entre ecosistemas marinos y terrestres de Colombia (DNP, 2015).

8. Metodología

8.1 Área de estudio

Este estudio se realizó en el departamento del Meta, municipio de Villavicencio, Universidad Santo Tomás, campus Loma Linda, en dos tipos de cobertura vegetal (Bosque y pastizal); la zona está ubicada en las siguientes coordenadas ($4^{\circ} 06'38,83''\text{N}$; $73^{\circ}39'26,41''\text{O}$) (Figura 2), a una altura de 467 msnm, el promedio de lluvia anual es de 4.383 mm/año; presenta una temporada seca, que se extiende desde diciembre a marzo y una temporada de lluvias de abril a noviembre; la temperatura promedio es de $25,5^{\circ}\text{C}$, y la humedad relativa del aire durante el año está entre 67% y 83 %, siendo mayor en los meses de junio y julio y menor en el primer trimestre del año (Ideam, 2012). La pendiente del piedemonte llanero varía desde 25% hasta 50%, cuenta con tipos de suelo areniscas y arcillolitas, bien drenados, superficiales, muy poco fértiles y limitados por pedregosidad superficial (Cormacarena, 2007). La fase de vivero se desarrolló en la parcelación La Granja, vereda La Argentina en las siguientes coordenadas ($4^{\circ} 12'02,73''\text{N}$; $73^{\circ}38'19,80''\text{O}$). El área de estudio incluye dos tipos de vegetación (Figura 1):

- Bosques secundarios: se seleccionaron dos fragmentos de bosque húmedo subandino, equivalente a 6 hectáreas aproximadamente, coincidentes con proceso de sucesión natural de 20-30 años.
- Pastizales: se seleccionaron dos fragmentos, área equivalente a 2 hectáreas aproximadamente.

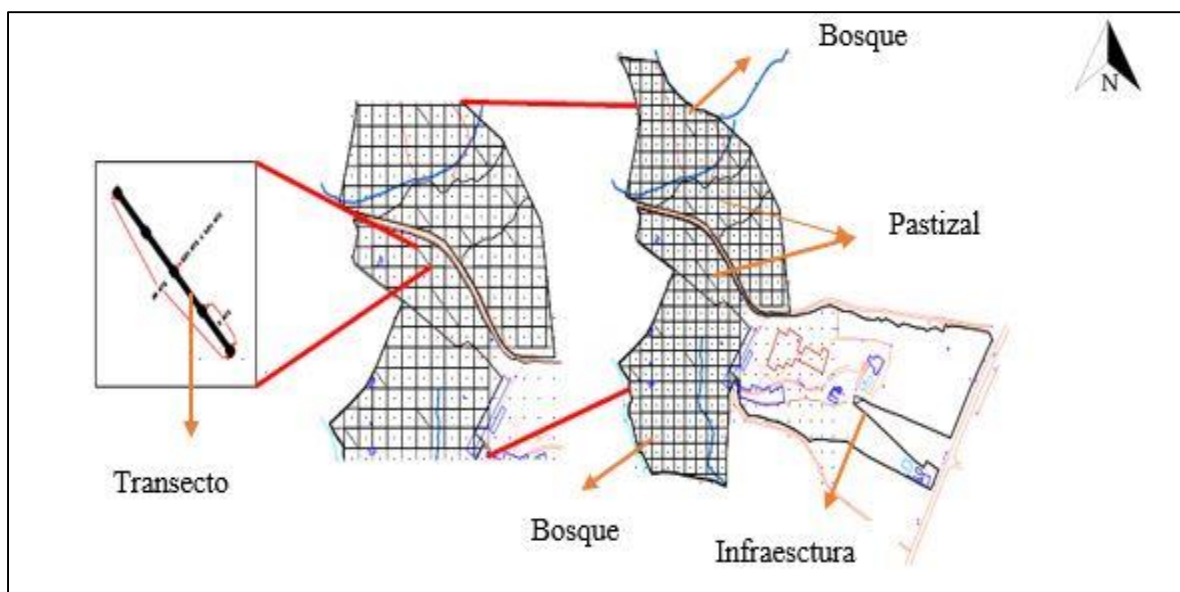


Figura 1. Ubicación de 12 transectos en los tipos de cobertura de bosque secundario y pastizal en el campus Loma Linda de la USTA Villavicencio. Por Dominguez & Romero, 2017. (En el lado derecho de la figura, se ilustra el mapa del campus Loma Linda con cuadrículas de 20 x 20 m que abarcan el área incluida por los dos tipos de cobertura estudiada. En el recuadro del centro se ilustra la ubicación de los 12 transectos de estudio (con líneas diagonales dentro de las cuadrículas. En el recuadro de la izquierda se ilustra la ubicación de los puntos de muestreo del BSG a lo largo de transectos de 20 m de longitud).

8.2 Materiales y Métodos.

Los lineamientos metodológicos del proyecto se relacionaron con dos temas. El primero, con la toma de muestras para caracterizar la comunidad del banco de semillas enterrada; y el segundo corresponde a la fase en vivero donde se realizó el seguimiento a las plántulas que conformaron el banco de semillas en un periodo de 4 meses. Estos procesos se encuentran descritos a continuación y se representan en las Figuras 2 y 3.

8.2.1 Fase de campo.

8.2.1.1 Determinación del tamaño de la muestra.

El volumen de la muestra se determinó por medio de una *curva de saturación de especies*, la cual representa el número acumulado de especies a medida que aumenta el tamaño de la muestra (Colwell, Chang, & Jing, 2005). En este estudio se inició con un volumen de 300 cm³, tomado en 12 puntos ubicados aleatoriamente en el área de estudio, se tomaron cada una de las muestras con

el volumen mencionado; estas se secaron a temperatura ambiente, se retiraron las impurezas (raíces, piedras, etc.), por medio de un tamiz de 0,4 mm y por medio de un estereoscopio se observó cada muestra extrayendo las semillas encontradas, y posteriormente se realizó el registro y conteo de estas. Se construye una gráfica del número acumulado de especies observadas en los 12 puntos versus el tamaño de la muestra.

8.2.1.2 Muestreo del banco de semillas.

Para la caracterización del BSG, en cada fragmento de estudio se seleccionaron al azar 3 cuadrículas de 20 m² por medio del software ArcGis 10.2 (Figura 1), en cada sitio seleccionado se trazó un transecto de 20 m para un total 12 transectos de estudio. Cada 5 m a lo largo de los transectos, se trazó una cuadrícula de 23 x 24 cm; se retiró la cobertura vegetal y se extrajeron 2 muestras de suelo con ayuda de una pala - la primer muestra a una profundidad de 0 – 5 cm y la segunda de 5 – 10 cm; este proceso se repitió para cada uno de los 60 puntos de muestreo establecidos entre los dos tipos de vegetación (Figura 2).

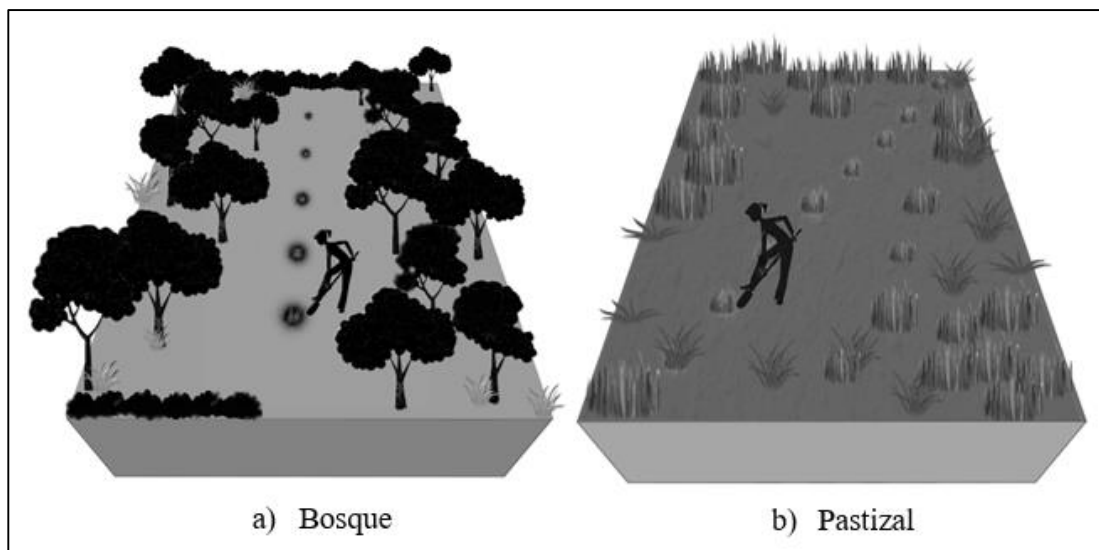


Figura 2. Muestreo en cada transecto en las coberturas de estudio, bosque (a), pastizal (b). Por Domínguez & Romero, 2017.

Cada muestra se depositó en un recipiente de (20cm *21 cm* 5 cm) con el objeto de recolectar el volumen de suelo por unidad muestral. Posteriormente, las muestras se depositaron en bolsas de cierre hermético, se rotularon con nombre del sitio y la profundidad correspondiente.

8.2.1.3 Toma de muestras de suelo, para análisis fisicoquímicos.

8.2.1.3.1 Para el análisis de variables fisicoquímicas se tomaron dos muestras de suelo, una para bosque (una en cada fragmento) y una para pastizal. Para la toma de muestras se definieron 10 puntos distribuidos aleatoriamente; en cada punto se retiró la cobertura vegetal, se hizo un corte en el terreno en forma de “V” y con una pala se extrajo una rebanada de suelo a una profundidad aproximada de 20 cm; esta se subdividió en 3 porciones, las de los lados se desecharon, conservando la de la mitad. La muestra extraída se colocó en un balde, se extrajo 1 kg de suelo y se depositó en bolsa plástica de cierre hermético; posteriormente se llevaron al laboratorio de la Universidad de los Llanos, sede Barcelona. La caracterización tuvo en cuenta los siguientes parámetros: M.O %, P (ppm), pH, Al, Ca, Mg, K, Na, Cu, Fe, Mn, Zn, B, S.

8.2.1.3.2 Para el cálculo de la pendiente de los transectos, se utilizó el método directo generado por la brújula Bruntón, la cual registra el grado de inclinación del terreno (Griem, 2015); este cálculo se hizo en cada punto de ubicación de los transectos.

8.2.2 Fase de vivero.

Para realizar este estudio se construyó un vivero, en un área de 36 m² cubierta con plástico de invernadero para impedir la contaminación de las muestras (Figura 3). Para la siembra se utilizó un sustrato de 2 cm de arena lavada de río, previamente esterilizada con agua hirviendo; la muestra de suelo se mezcló con este sustrato formando una capa de 1 cm de grosor, para facilitar la germinación de las semillas (Posada & Cádenas, 1999), y esta mezcla se dispuso para la prueba de germinación en canastillas plásticas por un tiempo de cuatro meses de monitoreo. En total se analizaron 120 muestras, 60 de cada una de las dos profundidades seleccionadas.

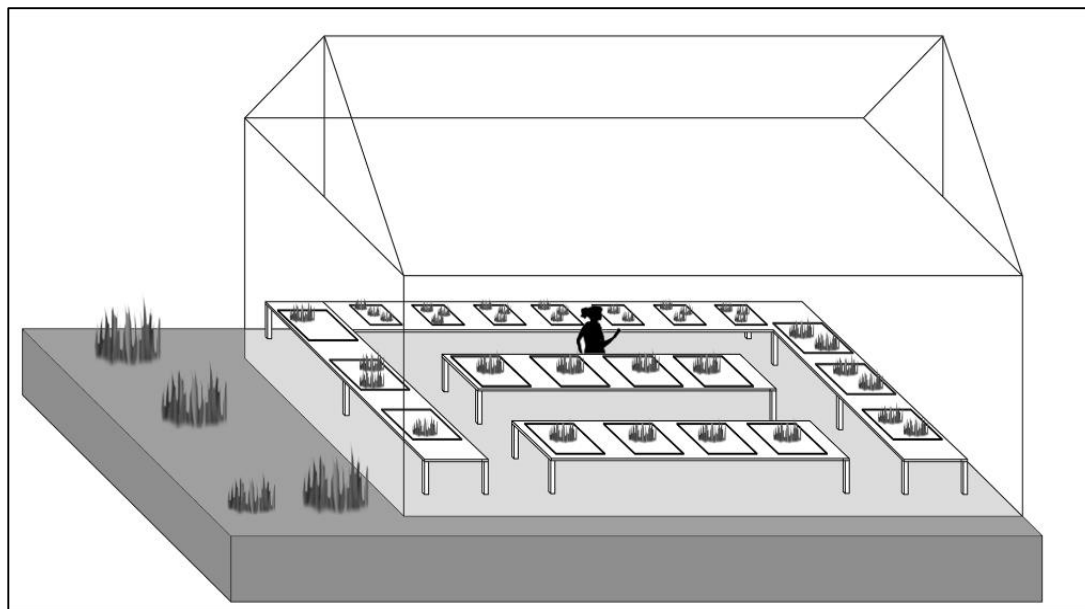


Figura 3. Germinación de las muestras de suelo en vivero. Por Dominguez & Romero, 2017.

Todas las bandejas se regaron diariamente manteniendo la humedad por medio de un dispositivo de gota fina para evitar maltratar las plántulas. Cada 15 días las plántulas emergidas se contaron y removieron evitando la competencia entre ellas (Beltrán, 2012; Cárdenas et al., 2002; Piudo & Caveró, 2005). Se trasplantó un individuo de cada especie a bolsa de vivero y posteriormente se realizó la identificación taxonómica con ayuda del profesional Francisco Castro Lima, ingeniero agrónomo, botánico experto en inventarios de flora de la región de la Orinoquía y Amazonía colombiana.

8.2.3 Tratamiento de los datos

Para el análisis de diversidad alfa se utilizaron los índices de riqueza (Menhinick (Dmn), Margalef (Dmg)), equidad (Shannon J') y diversidad (Simpson, Shannon – Wiener (H'), N° . 0 de Hill, Chao 1); estos índices fueron calculados con los datos de abundancia de las morfoespecies de plantas identificadas en el BSG, con ayuda del programa estadístico Past3. La diversidad beta se calculó a través del índice de Similitud/Disimilitud de Bray-Curtis; y se realizaron curvas de rango abundancia con ayuda del programa BiodiversityPro. Posteriormente, se llevó a cabo la prueba Kruskal-Wallis (ANOVA no paramétrico, con nivel de significancia del $\alpha = 0,05$; ver

Anexo 2) con el fin de comparar los bancos de semillas entre las dos coberturas, por medio del software Past3. Finalmente, para establecer la relación entre la diversidad del banco de semillas con las características fisicoquímicas del suelo y la pendiente del terreno se aplicó el Coeficiente de Correlación de Rangos de Spearman (Siegel, Villalobos, Ruseil, & Cruz, 1972).

9. Resultados – Análisis

9.1 Tamaño de la muestra

A continuación se registra la variación en el número de especies acumuladas para diferentes tamaños de muestra (Tabla 2), para determinar el tamaño de cada unidad muestral.

Tabla 2.

Variación en el número de especies acumuladas encontradas en el BSG para diferentes volúmenes de muestra.

Nº de muestra	Volumen acumulado (Cm ³)	Nº de especies	Nº de especies acumuladas	Nº de especies acumuladas nuevas
1	300	1	1	1
2	600		2	3
3	900		2	5
4	1.200		3	8
5	1.500		2	10
6	1.800		1	11
7	2.100		0	12
8	2.400		0	12
9	2.700		0	12
10	3.000		0	12
11	3.300		0	12
12	3.700		0	12

Nota: Registro de nuevas especies para diferentes tamaños de muestra. Por Dominguez & Romero, 2017.

La Figura 4 corresponde a la curva de saturación de especies del BSG de acuerdo a los datos registrados en la Tabla 2.

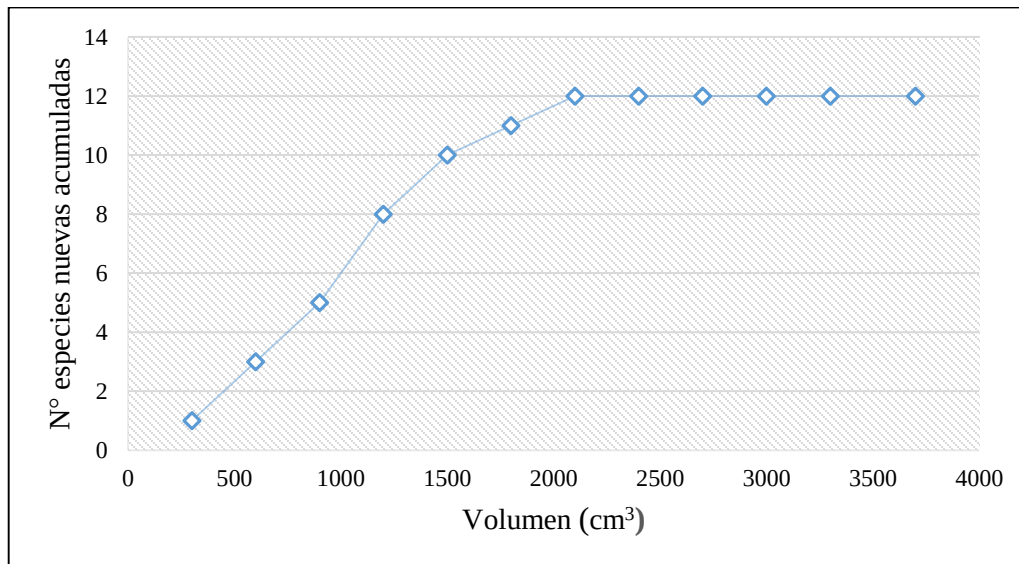


Figura 4. Curva de acumulación de especies para diferentes volúmenes de muestra del BSG en suelo. Por Dominguez & Romero, 2017.

Nótese que en la Figura 4 se alcanza un valor de la asíntota cuando el tamaño de la muestra corresponde a 2.100 cm³. Este tamaño de muestra fue utilizado como la unidad de evaluación estándar para las muestras de suelo del BSG en cada profundidad.

9.2 Inventario de la composición florística del banco de semillas germinable.

En el BSG de los dos tipos de vegetación estudiados se registraron un total de 34 especies distribuidas en 16 familias, 26 géneros (Figura 5).

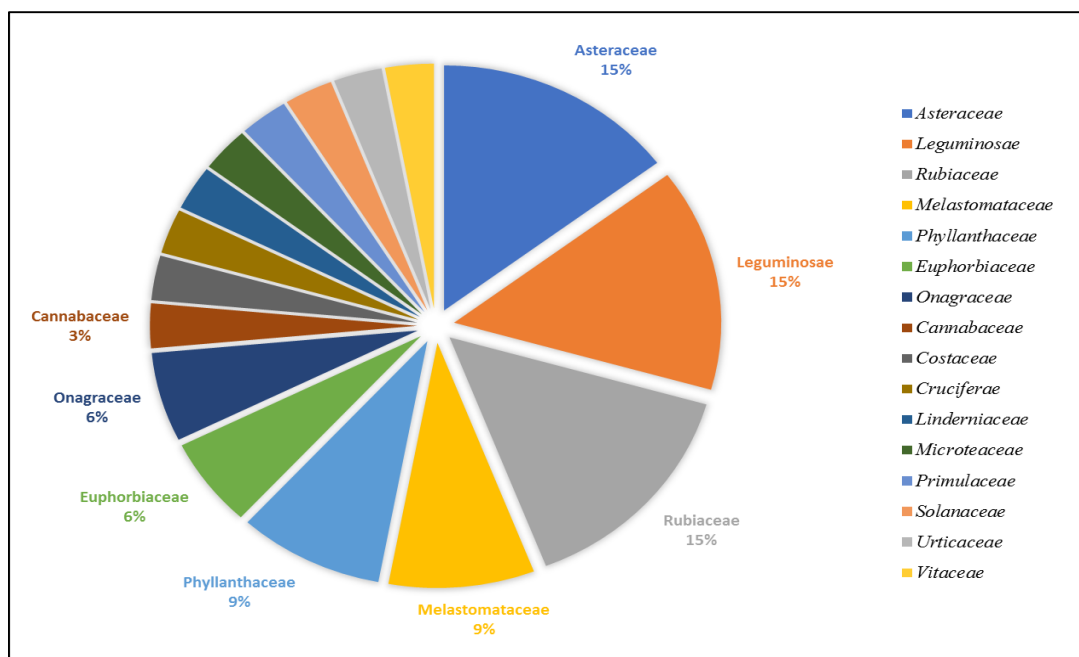


Figura 5. Composición porcentual de las principales familias de plantas encontradas en el BSG en dos biotopos (bosque y pastizal). Por Dominguez & Romero, 2017.

Los taxones más importantes para los biotopos bosque y pastizal fueron las familias Asteraceae, Leguminosae y Rubiaceae; estas 3 familias agruparon el 45% del total de las especies registradas. Las familias Melastomataceae y Phyllanthaceae conformaron cada una el 9% del total, mientras que las familias Euphorbiaceae y Onagraceae cada una agruparon el 6% del total. Familias con baja representatividad (igual al 3%) en la composición del banco de semillas fueron las siguientes: Cannabaceae, Costaceae, Cruciferae, Linderniaceae, Microteaceae, Primulaceae, Solanaceae, Urticaceae y Vintaceae.

En la Figura 6 se ilustra la variación en el número de especies discriminadas por familia en los tipos de vegetación de pastizal y bosque.

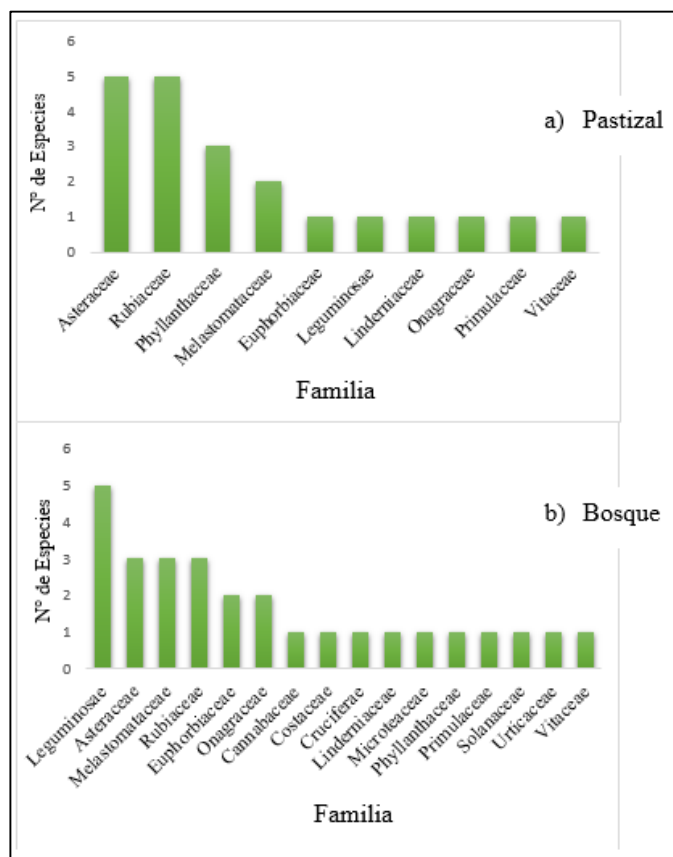


Figura 6. Registro del número de especies por familia en dos tipos de vegetación: a) Pastizal y b) Bosque. Por Dominguez & Romero, 2017.

En el biotopo de pastizal se registró el menor número de familias; las más abundantes fueron Asteraceae y Rubiaceae con 5 y 4 especies respectivamente, seguido por Phyllanthaceae con 3 especies, Melastomataceae con 2 especies, mientras que el resto de familias registraron solo 1 especie (Euphorbiaceae, Primulaceae, Onagraceae, Linderniaceae, Vitaceae y Leguminosae) (Figura 6a).

En el bosque, con un mayor número de familias, Leguminosae fue la familia con el mayor número de especies (5), seguido por Asteraceae, Melastomataceae y Rubiaceae con 3 especies cada una; Euphorbiaceae y Onagraceae con 2 especies cada una, y el resto de familias con 1 especie

(Cannabaceae, Costaceae, Cruciferae, Linderniaceae, Microteaceae, Primulaceae, Phyllanthaceae, Solanaceae, Urticaceae y Vitaceae) (Figura 6b).

En la Figura 7 se registra la abundancia de 34 especies de plántulas que componen el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de bosque y pastizal.

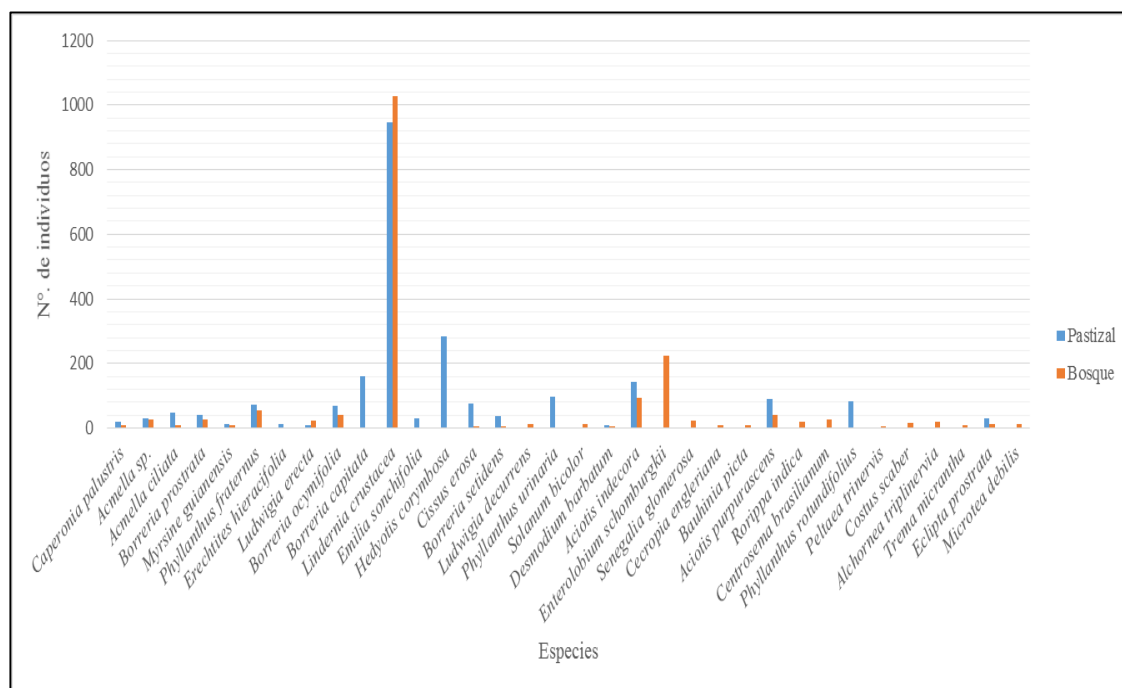


Figura 7. Variación en la abundancia de 34 especies de plantas que componen el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de pastizal y bosque. Por Dominguez & Romero, 2017.

De acuerdo con la Figura 7 la especie dominante tanto en bosque como pastizal fue *Lindernia crustacea* (Linderniaceae) con 1.027 y 946 individuos respectivamente. De igual manera, y con un número relativamente alto de individuos, se destaca la presencia de algunas especies exclusivas en cada uno de los dos tipos de vegetación estudiados, así: *Hedyotis corimbosa* (Rubiaceae), con 285 individuos registrados, fue exclusiva de las áreas de pastizal; mientras que *Enterolobium schomburgkii* (Leguminosae) con 224 individuos, germinó únicamente en las muestras de banco de semillas del bosque (Figura 7).

En la Figura 8 se ilustra las cinco (5) especies con mayor abundancia registradas en el banco de semillas germinable para las coberturas de bosque y pastizal respectivamente. Nótese que *Lindernia crustacea* fue la especie dominante en ambos tipos de vegetación.

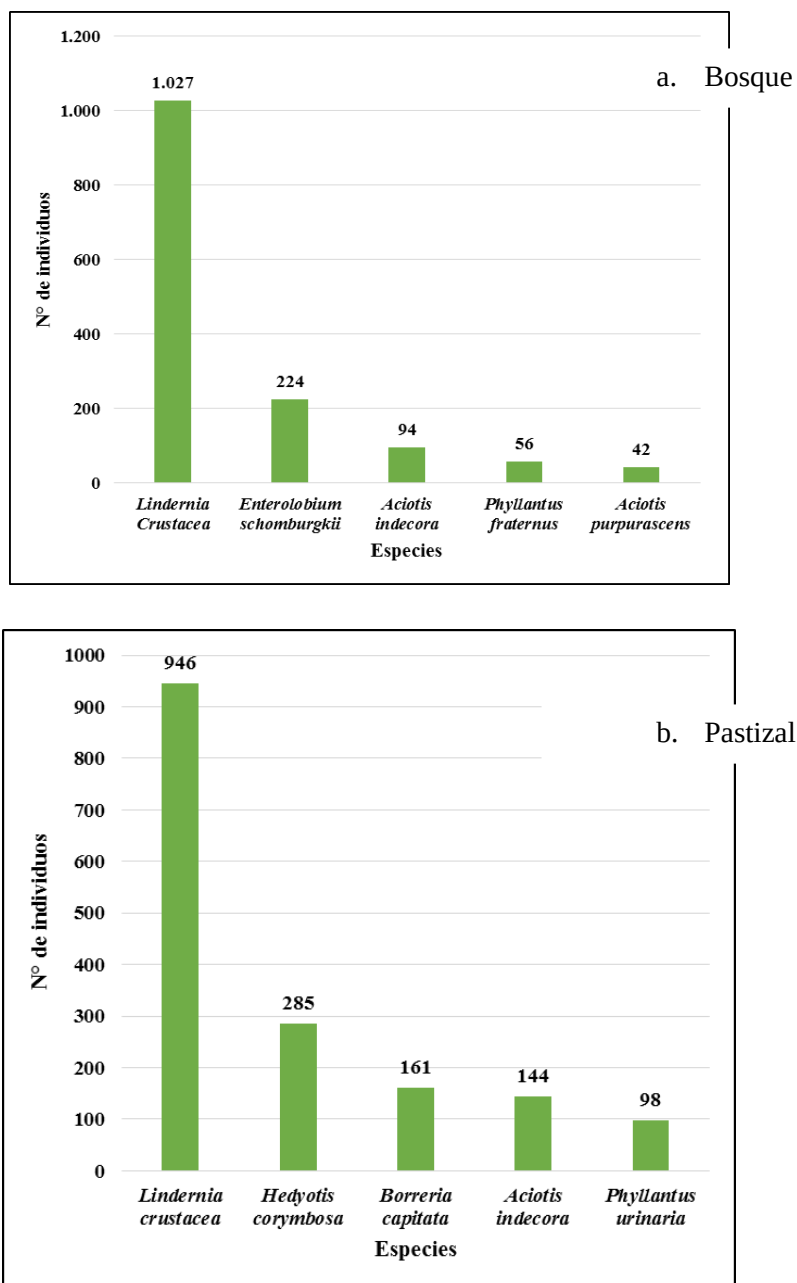


Figura 8. Especies con mayor dominancia en el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de a) bosque y b) pastizal. Por Domínguez & Romero, 2017.

En el área de bosque, después de *Lindernia crustacea*, aparece la especie *Enterolobium schomburgkii* árbol de la familia Leguminosae con 224 individuos, seguido de la especie *Phyllanthus fraternus* de la familia Phyllanthaceae con 54 individuos y la especie *Aciotis*

purpurascens de la familia Melastomataceae con 42 individuos, representando las especies con mayor abundancia en esta cobertura (Figura 8a).

Así como en el área de bosque, el área de pastizal tiene la misma especie abundante *Lindernia crustacea*, después de esta se encuentran las especies *Hedyotis corimbosa* y *Borreria capitata* pertenecientes a la familia Rubiaceae, con 285 y 161 individuos cada una, y *Phyllanthus urinaria* de la familia Phyllanthaceae con 94 individuos (Figura 8b).

En cuanto a la riqueza de especies del banco de semillas germinable en los dos tipos de vegetación estudiados (Figura 9), se observó que el más rico según el número de especies que germinaron fue el área de bosque (n= 28 especies), por encima de las áreas de pastizal (con n= 21 especies).

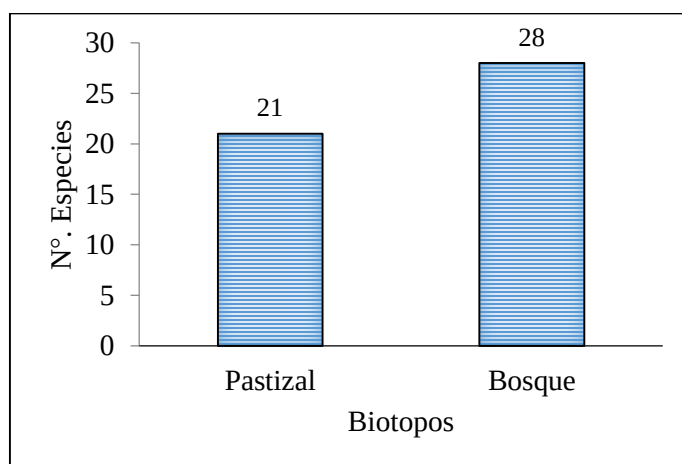


Figura 9. Registro de la riqueza de especies que componen el banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de pastizal y bosque. Por Dominguez & Romero, 2017.

La riqueza de especies no presentó diferencias significativas ($kw = 1,275$, d.f. = 1, $p = 0,2588$) entre los dos tipos de vegetación estudiados, siendo ligeramente mayor en el tipo de vegetación de bosque con 1.769 individuos distribuidos en 28 especies correspondientes a 16 familias y 23 géneros; en el tipo de vegetación de pastizal se registraron 2.288 individuos distribuidos en 21 especies agrupadas en 10 familias y 15 géneros. Lo anterior se ve reflejado en el índice de Menhinick (Dmn), que dio como resultado una menor riqueza de especies (Dmn = 0,44) para el tipo de vegetación de pastizal; por el contrario el BSG del bosque presentó la mayor riqueza (Dmn = 0,66), aunque la abundancia total fue menor.

Según el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), el BSG del área de pastizal es el más diverso ($H' = 2,2$ bits); sin embargo, tiene menor riqueza en comparación con el área bosque; esto podría ser producto de distribuciones similares de las abundancias de las especies germinadas en este tipo de vegetación (mayor equidad), aunque no significativamente diferentes ($k_w = 0,152$, d.f. = 1, $p = 0,6959$) a las del tipo de vegetación del bosque. Por el contrario, el BSG del tipo de vegetación de bosque fue el menos diverso ($H' = 1,78$ bits), como resultado de la dominancia de las especies *Lindernia crustacea* y *Enterolobium schomburgkii* que contiene el 58,0% y el 12,6% respectivamente de la abundancia total.

En la Figura 10 se registra la densidad del banco de semillas germinable (número de semillas germinadas/ m^2) en las coberturas de pastizal y bosque.

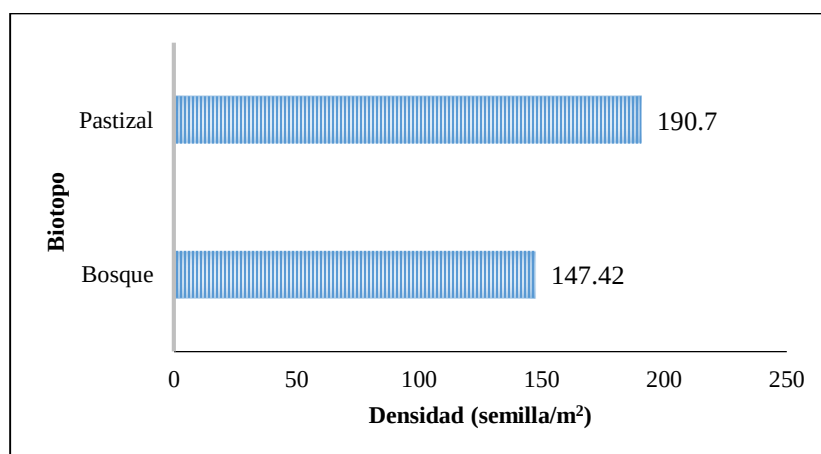


Figura 10. Densidad de cada cobertura Pastizal y Bosque. Por Dominguez & Romero, 2017.

La densidad del área de pastizal fue mayor con 190,7 semilla/ m^2 , en comparación al bosque con 147,42 semilla/ m^2 (Figura 10). Las especies con mayor densidad de semillas fueron: *Lindernia crustacea*, *Hedyotis corymbosa*, *Aciotis indecora*, *Enterolobium schomburgkii* con 82,21; 11,83; 9,92 y 9,33 semilla/ m^2 respectivamente.

En la Tabla 3 se describe la especie, familia, forma de dispersión y abundancia de las especies reportadas para el BSG del campus Loma Linda.

Tabla 3.

Especie, familia, tipo de hábito, forma de dispersión y abundancias de las especies germinadas en el BSG en los tipos de vegetación de pastizal y bosque.

SPP	Familia	Hábito	Forma de dispersión	Abundancias		
				Pastizal	Bosque	Total
<i>Caperonia palustris</i>	Euphorbiaceae	Hierba	Autocoria	18	9	27
<i>Acmella</i> sp.	Asteraceae	Hierba	Anemocoria	30	25	55
<i>Acmella ciliata</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoria	47	7	54
<i>Borreria prostrata</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria	41	26	67
<i>Myrsine guianensis</i>	Primulaceae	Árbol	Ornitocoria	11	8	19
<i>Phyllanthus fraternus</i>	Phyllanthaceae	Hierba	Autocoria	71	56	127
<i>Erechtites hieracifolia</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoria	11	0	11
<i>Ludwigia erecta</i>	Onagraceae	Hierba	Autocoria	7	21	28
<i>Borreria ocymifolia</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria	68	40	108
<i>Borreria capitata</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria	161	0	161
<i>Lindernia crustacea</i>	Linderniaceae	Hierba	Hidrocoria	946	1.027	1.973
<i>Emilia sonchifolia</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoria	29	0	29
<i>Hedyotis corymbosa</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria	285	0	285
<i>Cissus erosa</i>	Vitaceae	Liana	Ornitocoria	76	6	82
<i>Borreria setidens</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria	35	4	39
<i>Ludwigia decurrens</i>	Onagraceae	Sufrútice	Hidrocoria	0	11	11
<i>Phyllanthus urinaria</i>	Phyllanthaceae	Hierba	Autocoria	98	0	98
<i>Solanum bicolor</i>	Solanaceae	Arbusto	Ornitocoria	0	11	11
<i>Desmodium barbatum</i>	Leguminosae	Sufrútice	Zoocoria	9	3	12
<i>Aciotis indecora</i>	Melastomataceae	Hierba	Hidrocoria	144	94	238
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Leguminosae	Árbol	Zoocoria	0	224	224
<i>Senegalia glomerosa</i>	Leguminosae	Árbol	Anemocoria	0	23	23
<i>Cecropia engleriana</i>	Urticaceae	Árbol	Zoocoria	0	10	10
<i>Bauhinia picta</i>	Leguminosae	Árbol	Autocoria	0	7	7
<i>Aciotis purpurascens</i>	Melastomataceae	Hierba	Hidrocoria	91	42	133
<i>Rorippa indica</i>	Cruciferae	Hierba	Autocoria	0	18	18
<i>Centrosema brasilianum</i>	Leguminosae	Liana	Autocoria	0	25	25
<i>Phyllanthus rotundifolius</i>	Phyllanthaceae	Hierba	Autocoria	82	0	82
<i>Peltaea trinervis</i>	Melastomataceae	Sufrútice	Hidrocoria	0	5	5
<i>Costus scaber</i>	Costaceae	Hierba	Ornitocoria	0	16	16
<i>Alchornea triplinervia</i>	Euphorbiaceae	Árbol	Ornitocoria	0	20	20
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Arbusto	Ornitocoria	0	9	9
<i>Eclipta prostrata</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoria	28	11	39
<i>Microtea debilis</i>	Microteaceae	Hierba	Hidrocoria	0	11	11
Total				2.288	1.769	4.057

Nota: Registro de las especies con sus respectivas abundancias, familias, tipo de hábito y forma de dispersión. Por Dominguez & Romero, 2017.

De acuerdo con la Tabla 3 en pastizal germinaron 2.288 semillas; aunque este fue el tipo de vegetación con la mayor abundancia de semillas en este estudio, no hubo diferencias significativas con relación al bosque, en el cual se registraron un total de 1.769 semillas. La mayor parte (61,8%) de las especies identificadas en el BSG de los dos tipos de vegetación estudiados fueron herbáceas; el resto fueron árboles (17,6%), sufrútices (8,8%), arbustos (5,9%) y lianas (5,9%) ver Figura 11.

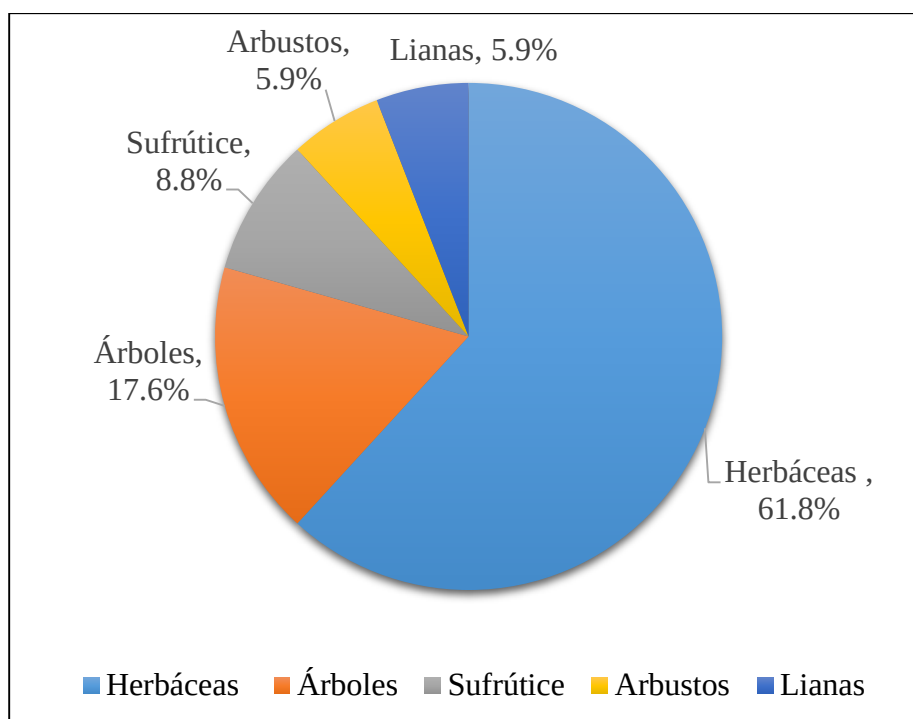


Figura 11. Tipo de hábito de las especies identificadas en los dos tipos de vegetación. Por Domínguez & Romero, 2017.

El 44,1% de las especies germinadas fueron comunes a los dos tipos de vegetación (pastizal y bosque) y no se presentaron diferencias significativas entre sus abundancias ($\chi^2 = 3,184$, d.f. = 1, $p = 0,07$); las especies comunes a los dos tipos de vegetación que registraron las mayores abundancias fueron *Lindernia crustacea* (hierba) y *Aciotis indecora* (hierba), mientras que la mayoría registraron abundancias intermedias (*Aciotis purpurascens* (hierba), *Caperonia palustris* (hierba), *Acmella sp* (hierba), *Acmella ciliata* (hierba), *Borreria prostrata* (hierba), *Myrsine guianensis* (árbol), *Phyllanthus fraternus* (hierba), *Borreria ocymifolia* (hierba), *Cissus erosa* (liana), *Borreria setidens* (hierba), *Aciotis purpurascens* (hierba) y *Eclipta prostrata* (hierba)) (Tabla 2). Las especies comunes en los dos biotopos comparados con bajas abundancias fueron *Ludwigia erecta* (hierba) y *Desmodium barbatum* (sufrútice).

Del total, solo 6 especies germinaron de manera exclusiva en el tipo de vegetación de pastizal, a saber *Erechtites hieracifolia* (hierba), *Emilia sonchifolia* (hierba), *Hedyotis corymbosa* (hierba), *Phyllanthus urinaria* (hierba), *Phyllanthus rotundifolius* (hierba) y *Borreria capitata* (hierba). Un total de 13 especies germinaron exclusivamente en el tipo de vegetación de bosque, siendo *Enterolobium schomburgkii*, (árbol) de la familia Leguminosae, la especie que registró mayores abundancias; el resto de especies exclusivas de este biotopo (*Ludwigia decurrens* (sufrútice), *Solanum bicolor* (arbusto), *Senegalia glomerosa* (árbol), *Cecropia engleriana* (árbol), *Bauhinia picta* (árbol), *Rorippa indica* (hierba), *Centrosema brasilianum* (liana), *Peltaea trinervis* (sufrútice), *Costus scaber* (hierba), *Alchornea triplinervia* (árbol), *Trema micrantha* (arbusto), y *Microtea debilis* (hierba)) presentaron abundancias bajas.

La composición del BSG para muestras de suelo extraídas a dos profundidades (0 – 5 cm, y 5 – 10 cm) fue significativamente diferente ($kw = 16,9$, d.f. = 3, $p = 0,00074$). Considerando en conjunto los dos tipos de vegetación, se encontró una diferencia altamente significativa en la composición del BSG a dos profundidades diferentes ($kw = 16,51$, d.f. = 1, $p = 4,831 \text{ E-}05$). Las diferencias entre las dos profundidades, son producto de las diferencias en la abundancia y composición en cada profundidad; mientras en la primera profundidad (0-5 cm) se registraron 2.918 individuos, distribuidos en las 34 (71,92%), en el caso de la segunda profundidad (5-10 cm), la abundancia disminuyó considerablemente, registrando 1.139 individuos en 27 especies. (21,08%). La presencia de las semillas en el estrato profundo, puede ser producto de las siguientes dos razones: Primero, las semillas se depositaron en el suelo en épocas pasadas; o segundo, las semillas fueron desplazadas verticalmente por acción del agua o animales, como la lombriz de tierra (Besnier, 1989).

9.3 Clasificación de las muestras de banco de semillas germinable estudiadas.

La agrupación jerárquica de las muestras de banco de semillas germinable se ilustra en la Figura 12.

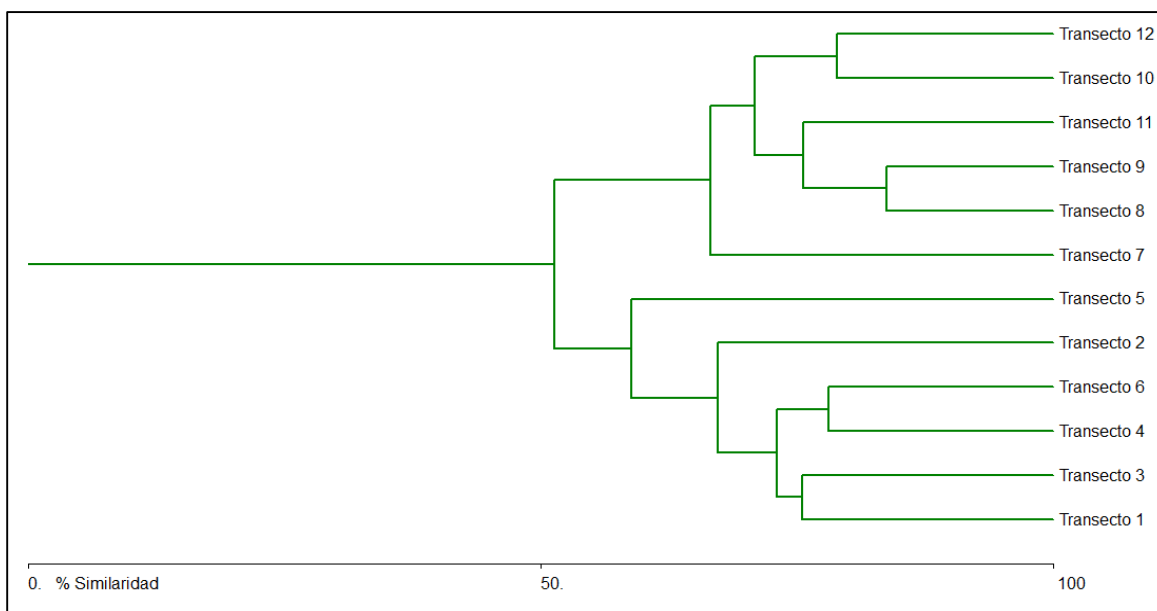


Figura 12. Agrupación de los 12 transectos del banco de semillas germinable, en función de su similitud en la composición de plántulas germinadas.). Por Dominguez & Romero, 2017.

De acuerdo con el análisis de agrupamiento (cluster) de la Figura 12, se identifican 2 grupos diferenciados por un valor de similitud de 51,43%. El Grupo I se conformó por seis (6) transectos (Nos.1, 2, 3, 4, 5, 6), los cuales corresponden a muestras del BSG en áreas de pastizal; el Grupo II está compuesto por los transectos (Nos. 7, 8, 9, 10, 11, y 12) correspondientes a muestras en áreas de bosque. Los valores de similitud según el índice de Bray Curtis fueron de 58,83% para los transectos del Grupo I, y de 66,44% para el Grupo II. A continuación se realiza la descripción de cada uno de los grupos.

Grupo I: Este grupo está compuesto en su mayoría por hierbas, con mayor abundancia de individuos en las familias Linderniaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, Asteraceae, Phyllanthaceae, y Vitaceae, contando con la presencia de una sola especie de árbol perteneciente a la familia Primulaceae.

Grupo II. Esta agrupación está compuesta por hierbas (la más dominante Linderniaceae con la especie *Lindernia crustacea*), arbustos (Cannabaceae, Solanaceae), y árboles (Leguminosae, Urticaceae).

9.4 Curvas de diversidad-dominancia por agrupaciones.

Las curvas de rango abundancia han sido utilizadas como una forma de registrar los cambios en la riqueza y en las abundancias de las especies entre sitios diferentes. A continuación se ilustran las curvas de rango abundancia para cada uno de los grupos jerárquicos definidos (Figura 12).

En la Figura 13 se ilustra el comportamiento de las abundancias respecto al número de individuos por especie discriminados para el Grupo I (pastizal).

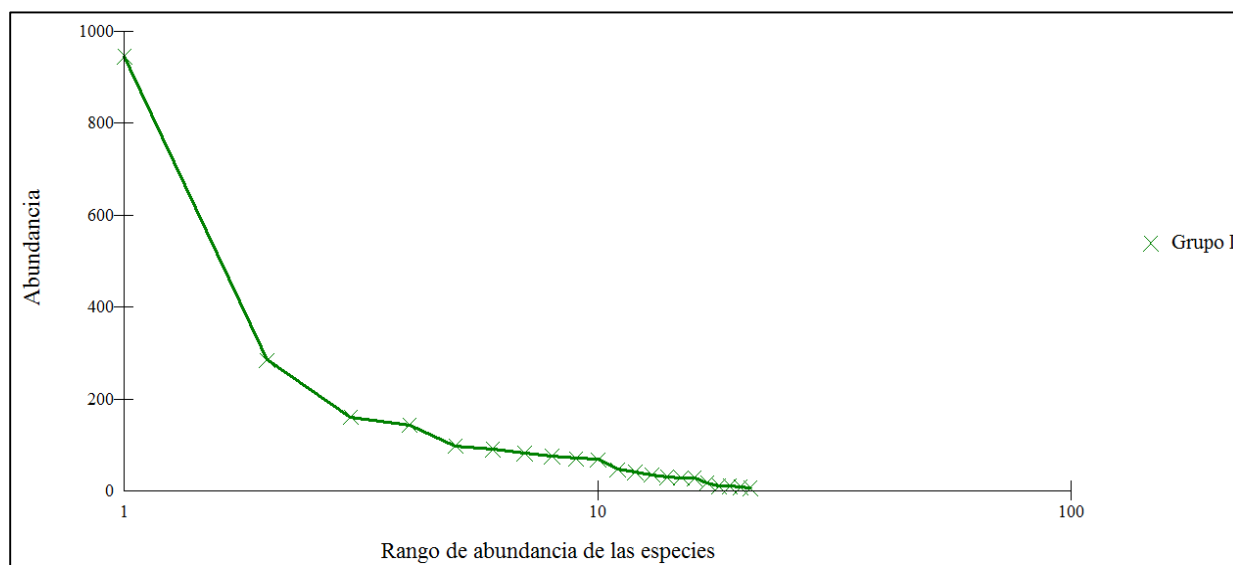


Figura 13. Curva de rango abundancia de las especies que conforman el Grupo I, área de pastizal. Por Dominguez & Romero, 2017.

En la Figura 13 se registran 21 especies, y se evidencia que el patrón de distribución es de pocas especies con altas abundancias y muchas especies con bajas abundancias. *Lindernia crustacea* y *Ludwiga erecta*, fueron las especies con el mayor y menor número de individuos 946 y 7 respectivamente.

En la Figura 14 se ilustra la curva rango abundancia de las especies que conforman el Grupo II (muestras en áreas de bosque).

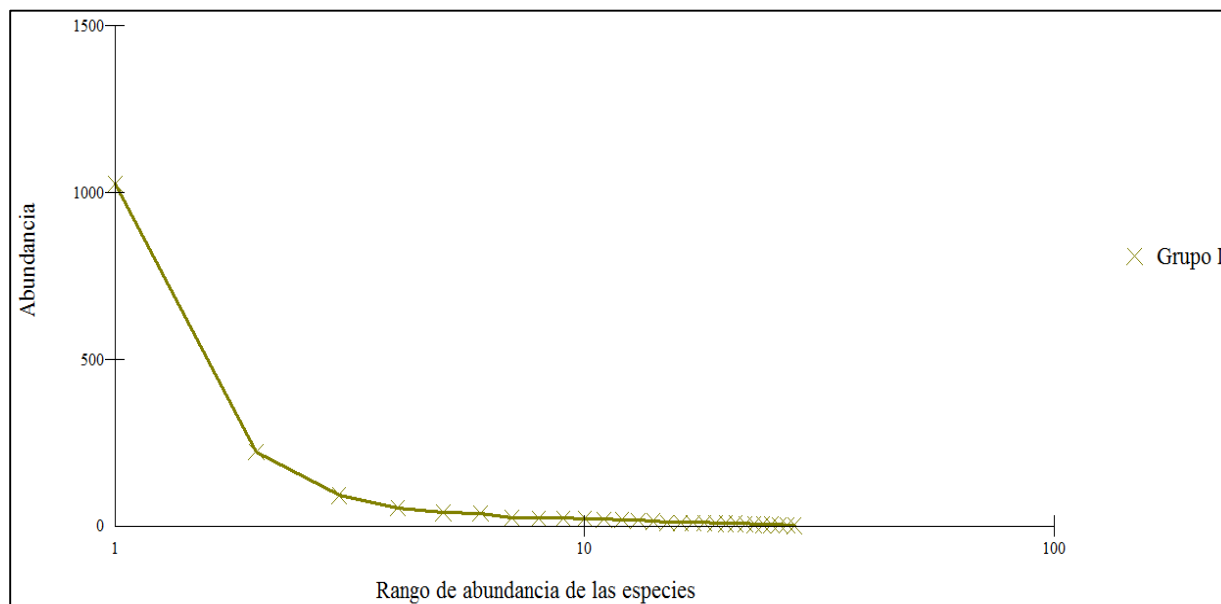


Figura 14. Curva de rango abundancia de las especies que conforman el Grupo II, área de Bosque. Por Dominguez & Romero, 2017.

En este Grupo, se registraron 28 especies que presentan similitud respecto al patrón de distribución de las abundancias de las especies del Grupo anterior. Contando al igual que el grupo anterior con la misma especie abundante *Lindernia crustacea* con 1.027 individuos y la de menor abundancia *Desmodium barbatum* con 3 individuos.

Nótese que en las Figuras 13 y 14 el patrón de distribución de las abundancias de las especies que conforman los Grupos I y II, es similar, es decir, presencia de pocas especies con altas abundancias, y muchas especies con pocas abundancias. Sin embargo, se detectan diferencias en la composición de especies en cada grupo (Anexo 3). Este comportamiento se le puede atribuir a la presencia de especies exclusivas con altas abundancias en los dos tipos de vegetación; las más representativas en pastizal fueron *Hedyotis corymbosa* (285 individuos), y *Borreria capitata* (161 individuos), y en el área de bosque fueron *Enterolobium schomburgkii* (224 individuos) y *Centrosema brasilianum* (25 individuos). Cabe recalcar que estas especies exclusivas con altas

abundancias, pueden ser las que inciden en las diferencias para separar los grupos por tipo de vegetación, tal como se ilustra en la Figura 12.

9.5 Diversidad alfa por agrupaciones.

En la Tabla 4 se registran los índices de riqueza, equitatividad, diversidad y rareza de especies, en 12 transectos de estudio correspondientes a los Grupo I y II del agrupamiento jerárquico establecido. Distribuidos en 6 transectos por grupo, los valores de los índices fueron obtenidos mediante la utilización del software Past 3.

Tabla 4.

Registro de los índices de riqueza, equitatividad, diversidad y rareza de especies de acuerdo a los Grupos I y II del análisis cluster.

ÍNDICE	GRUPO I	GRUPO II
Margalef	2,586	3,611
Diversidad de Simpson (D)	0,2046	0,3595
Número O de Hill-Número de especies	21	28
Shannon H'	2,204	1,787
Equidad Shannon J'	0,724	0,5311
Chao 1 –Rareza	21	28

Nota: Análisis de diversidad alfa en los Grupos I y II. Por Dominguez & Romero, 2017.

Según el índice de Margalef, la riqueza osciló entre 2,586 en el Grupo I (con una abundancia total de 2.288 individuos) y 3,611 en el Grupo II (con una abundancia total de 1.769 individuos). Aunque la mayor riqueza está en el Grupo II, el mayor número de individuos se registró en el Grupo I; esto es producto de una distribución más equitativa de las abundancias de las especies que conforman este grupo, lo cual se ve reflejado en el mayor valor de equidad reportado (según el índice de equidad de Shannon). Por el contrario, la distribución de especies con bajas abundancias fue relativamente mayor en el Grupo II en comparación con el Grupo I, de acuerdo a los índices de Chao 1 y Número 0 de Hill.

9.6 Recambio de especies entre agrupaciones: Diversidad beta.

En la Tabla 5 se encuentran los datos de las especies compartidas y la complementariedad entre los grupos definidos en la clasificación jerárquica realizada; además se presentan datos de porcentaje de similitud y disimilitud entre los dos grupos.

Tabla 5.

Valores porcentuales de especies compartidas y complementariedad de especies entre grupos (definidos por el agrupamiento de la Figura 12).

	GRUPO I – GRUPO II
No. de especies compartidas	15
Nº de especies total entre par de agrupaciones	34
Porcentaje de similitud	51,23%
Complementariedad entre Grupos	
Únicas (se encuentran en uno pero no en el otro)	19
Complementariedad (disimilitud) En %	48,77%

Nota: Complementariedad entre los dos Grupos. Por Dominguez & Romero, 2017.

Los disimilitud (48,77%) encontrada entre los Grupos I y II, se atribuye a la presencia de especies exclusivas en cada cobertura de estudio. En el área de pastizal se encuentran las siguientes especies exclusivas: *Erechtites hieracifolia*, *Borreria capitata*, *Emilia sonchifolia*, *Hedyotis corymbosa*, *Phyllanthus urinaria*, y *Phyllanthus rotundifolius*. Por el contrario, en el área de bosque se reportan las siguientes especies exclusivas: *Ludwigia decurrens*, *Solanum bicolor*, *Enterolobium schomburgkii*, *Senegalia glomerosa*, *Cecropia engleriana*, *Bauhinia picta*, *Rorippa indica*, *Centrosema brasilianum*, *Pelteaea trinervis*, *Costus scaber*, *Alchornea triplinervia*, *Trema micrantha*, y *Microtea debilis*.

El porcentaje de similitud reportado entre los grupos diferenciados fue de 51,23%; esto podría ser producto de la presencia de especies comunes con altas abundancias en las dos coberturas de estudio. Las principales especies comunes encontradas fueron: *Lindernia crustacea* (con 946 individuos en pastizal y 1.027 individuos en bosque), *Aciotis indecora* (con 144 y 94 individuos en pastizal y bosque respectivamente) y *Phyllanthus fraternus* (con 71 individuos en pastizal y 56 individuos en bosque).

9.7 Características de los suelos.

En la Tabla 6 se consignan los valores de las características fisicoquímicas del suelo reportadas para cada uno de los tipos de vegetación estudiados (bosque y pastizal).

Tabla 6.

Característica fisicoquímicas del suelo en cada uno de los tipos de vegetación estudiados (se tomaron dos muestras en las áreas de bosque secundario y una en pastizal).

Parámetros	Unidades	Bosque 1	Bosque 2	Pastizal 1
M.O	%	2,6	1,6	2,2
P	Ppm	5,2	10,6	15,7
Ph	Und	4	4	4
Al	meq/100g	2	1,35	1,95
Ca	meq/100g	0,1	0,1	0,05
Mg	meq/100g	0,01	0,01	0,01
K	meq/100g	0,02	0,07	0,03
Na	meq/100g	0,02	0,04	0,05
Cu	Ppm	0,45	0,35	2
Fe	Ppm	161,87	143,12	279,37
Mn	Ppm	0,95	1	0,7
Zn	Ppm	0,8	0,7	0,85
B	Ppm	0,09	0,47	0,47
S	Ppm	14,59	1,02	13,92

Nota: resultados generados por el laboratorio de suelos de la Universidad de los llanos Por Dominguez & Romero, 2017.

No se encontraron diferencias significativas entre las 3 muestras de suelo analizadas (dos en bosque y una en pastizal) respecto a las variables analizadas ($k_w = 0,22$, $df = 2$, $p = 0,8957$). Sin embargo, al comparar los valores en las muestras de bosque y pastizal, se denotan incrementos en los valores de Fósforo (P), Cobre (Cu), Hierro (Fe) y Boro (B) en la muestra de pastizal en comparación con las muestras de bosque; no obstante dichos valores están dentro del margen que caracteriza los suelos de la Orinoquia. De acuerdo con la Tabla 6, los suelos del campus Loma Linda son fuertemente ácidos ($pH < 4,5$), con cantidades de aluminio que tienden a ser tóxica, con baja disponibilidad de fósforo, calcio, magnesio y potasio, y una deficiencia de elementos menores a excepción del hierro.

En la Tabla 7, se presentan los registros de las pendientes medidas para cada transecto de estudio.

Tabla 7.

Valores de la pendiente (en grados) en 12 transectos de estudio.

Transectos	Pendiente (grados)
T1	1
T2	2
T3	2
T4	0
T5	0,5
T6	1
T7	4,6
T8	14,6
T9	9,2
T10	8
T11	5,6
T12	11,8

Nota: Grado de inclinación en cada transecto de estudio. Por Dominguez & Romero, 2017.

De acuerdo con la información de la Tabla 7 se observa que las pendientes registradas en el área de estudio son bajas. Sin embargo, las áreas de bosque corresponden al terreno más inclinado, y esto está directamente relacionado con la fuerte escorrentía del área, lo que pudo haber

generado disminución en las abundancias (número de individuos) en comparación con las áreas de pastizal.

9.8 Relación entre variables del suelo y diversidad del BSG

En la Tabla 8 se registra el tipo de correlación establecida entre los índices de diversidad del banco de semillas con las características fisicoquímicas del suelo y la pendiente del terreno, según el índice de correlación en rangos de Spearman.

Tabla 8.

Correlación estadística entre los índices de diversidad del BSG con los parámetros fisicoquímicos del suelo y la pendiente del terreno.

Parámetro	Und	Margalef	Dominancia_D de Simpson	Shannon_H	Equidad J de Shannon	Chao 1	Promedio abundancia
M.O	%	-	+	-	+	_*	+
P	Ppm	-	_*	_*	+	+	+
Ph	Und	+	+	+	+	+	+
Al	meq/100g	-	+	-	+	_*	+
Ca	meq/100g	_*	_*	_*	_*	+	_*
Mg	meq/100g	+	+	+	+	+	+
K	meq/100g	+	-	+	-	_*	-
Na	meq/100g	-	_*	_*	+	+	+
Cu	Ppm	_*	-	+	_*	-	_*
Fe	Ppm	_*	-	+	_*	-	_*
Mn	Ppm	_*	+	-	_*	+	_*
Zn	Ppm	_*	-	+	_*	-	_*
B	Ppm	+	_*	_*	+	_*	+
S	Ppm	-	+	-	+	_*	+
Pendiente	Grados	+	_*	_*	-	-	-

Nota: (+) correlación positiva; (-) correlación negativa; * correlación Significativa. Por Dominguez & Romero, 2017.

De acuerdo a la Tabla 8 se presentaron correlaciones positivas significativas entre las siguientes variables: el índice de Margalef y los contenidos de Ca y Mn, entre la Dominancia_D de Simpson y la concentración de Ca; entre el índice de diversidad de Shannon_H y las concentraciones de P, Na, B; entre la Equidad J de Shannon y las concentraciones de Cu, Fe, y Zn); entre la riqueza de especies según el indicador no paramétrico de Chao 1 y las concentraciones de K y B); y entre el promedio de las abundancias totales del BSG y los valores de Cu, Fe y Zn. Sin embargo, se resalta que hay algunas correlaciones positivas, entre todos los índices de diversidad y los parámetros pH, Mg y B, este último presenta una excepción con el índice de Dominancia_D, reportando una correlación negativa significativa.

De acuerdo con el *pH* reportado en este estudio los suelos son extremadamente ácidos, y esto junto con la precipitación del lugar, inciden en el proceso de lixiviación, al remover gradualmente las sales solubles y con mayor velocidad los minerales solubles y las bases cambiables (Tamhane, Motiramani, Bali & Donauhue, 1979; Cepeda 1991), cuyo resultado es el descenso en la fertilidad y baja disponibilidad de nutrientes para el desarrollo de las plantas. El *magnesio*, es un elemento secundario, sin embargo, es el principal componente de la molécula de clorofila, indispensable en la absorción y metabolismo del fósforo, interviene en el aprovechamiento del potasio y la acumulación de azúcares (Escudero & Mediavilla, 2003). Y el *Boro* es un micronutriente importante en la actividad de crecimiento y producción, indispensable en el pegue de fruto, útil en la división celular y la translocación de azúcar y almidón, importante en la absorción del fósforo y cloruros y actúa como regulador en la relación Potasio – Calcio (Escudero & Mediavilla, 2003).

En cuanto a la pendiente, se presentó una correlación positiva significativa con el índice de dominancia de Simpson; esto puede ser producto de la ubicación de los transectos de estudio, ya que los registrados en el área de bosque (con mayores pendientes en comparación a las áreas de pastizal), corresponden a los sitios de mayor dominancia de algunas especies del BSG (Tabla 8).

10. Discusión de resultados

10.1 Composición, estructura y diversidad del banco de semillas germinable.

De acuerdo con los resultados de este estudio, la composición, estructura y diversidad del BSG es un reflejo de las condiciones de disturbio del área, tal como ha sido manifestado por diferentes autores (Borda & Vargas 2004, Garwood 1989). Históricamente en la región del Piedemonte Llanero y especialmente en la zona de cinturón verde del municipio de Villavicencio, se han dado durante los últimos 65 años cambios drásticos en el uso del suelo, debido principalmente a actividades agropecuarias, tala de especies maderables como el yopo, ampliación de zonas urbanas, lo cual han generado que el BSG de las áreas de bosque secundario remanentes presenten baja densidad de semillas y riqueza de especies, con una total dominancia de especies herbáceas en comparación con otros ecosistemas menos intervenidos en zonas de bosque andino y altoandino.

Estudios realizados en bosques andinos y altoandinos, también en un estado secundario de sucesión, han reportado densidades entre 1.248 semillas/m² y 3.954 semillas/m² y una riqueza entre 16 y 54 especies (Cardona & Vargas, 2004; Montenegro & Vargas, 2005), en contraste con los datos encontrados en este estudio que reportan densidades de 147 semillas/m² y 190 semillas/m², y una riqueza entre 21 y 28 especies. De manera muy similar a lo reportado por Montenegro (2000) en un bosque andino en sucesión secundaria donde se reporta una diversidad en el rango entre $H' = 1,8$ y $H' = 2,3$, en el presente estudio se reporta una diversidad también de $H' = 1,8$ en el área de bosque secundario y de $H' = 2,2$ en el área de pastizal. De acuerdo a la teoría, la densidad y la riqueza del BSG varían de manera inversamente proporcional al grado de alteración del área; esto es, a medida que la alteración sea mayor, la riqueza y densidad del BSG disminuyen. En este estudio, los resultados obtenidos concuerdan con esta teoría.

En el presente estudio fue posible observar un patrón de comportamiento similar en la distribución de las abundancias al comparar el bosque secundario y el pastizal, aunque con una mayor abundancia total en el pastizal. Tampoco se registraron diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad de los dos tipos de cobertura comparados en este estudio; sin

embargo la riqueza de especies fue levemente menor en el pastizal ($Dmn=0,44$) en comparación con el bosque secundario ($Dmn= 0,66$), al contrario de lo que ocurrió con la diversidad que fue ligeramente mayor en el pastizal ($H' = 2,2$) en comparación con el bosque secundario ($H' = 1,8$).

Tales diferencias podrían ser debidas a las mayores abundancias en las áreas de pastizal en comparación con las áreas de bosque. Estas diferencias en las abundancias podrían deberse a las diferencias en la estructura de la vegetación en los dos sitios, lo cual permitiría que la dispersión fuera más generalizada en el pastizal, en comparación con el bosque secundario donde la dispersión sería más restringida o limitada dada la mayor complejidad en la estructura de la vegetación.

Aunque la dispersión dominante en ambos tipos de vegetación fue definida por la misma especie (*Lindernia crustacea*, una especie de hierba hidrócora), en este estudio no se reportan diferencias significativas en la composición de especies en los dos tipos de cobertura. En ambos tipos de vegetación se registran especies exclusivas con altas abundancias, siendo *Hedyotis corimbosa* y *Borreria capitata* (especies de hierba hidrócora) las más representativas en pastizal; por el contrario en bosque fueron exclusivas las especies *Enterolobium schomburgkii* (árbol de dispersión zoocora) y *Centrosema brasilianum* (liana de dispersión autócora). Aparentemente la exclusividad de especies en los dos tipos de vegetación es un factor que promueve diferencias en el tipo de dispersión, donde la dispersión dominante en áreas de bosque es la de especies autócoras y zoocoras como es el caso de *Centrosema brasilianum* y *Enterolobium schomburgkii*.

De acuerdo con los resultados de este estudio se establece que la dispersión en las áreas adyacentes al campus Loma Linda está dominada por las especies hidrocoras y autocoras de tipo herbáceo, presentes en las áreas de pastizal y bosque secundario. Lo anterior se sustenta en que la composición del BSG de los dos tipos de vegetación estudiados fue de un 61,8% de especies de tipo herbáceo, donde la dispersión por hidrocoria (32,3%) y autocoria (23,5%) fueron las dominantes. Una de las razones por las cuales el área de pastizal tuvo un mayor número de individuos fue probablemente por la dominancia de especies herbáceas, las cuales son capaces de formar un banco de semillas persistente debido a la forma y tamaño pequeño característico de sus semillas que facilitan la introducción en el suelo y su permanencia por periodos largos dado su

bajo índice de deterioro; además de su facilidad de establecimiento en áreas disturbadas y su forma de dispersión principalmente anemócora, la cual puede incrementar la posibilidad de que las semillas colonicen nuevas áreas y formen rápidamente sus bancos (Acosta & Vargas, 2008; Enciso, García, & Cerdá, 2000; Higuera et al., 2007; A. L. Montenegro & Vargas, 2000; Zhang & Chu, 2013). Este análisis permite establecer que el BSG del pastizal depende en gran parte de la dispersión de especies herbáceas *in situ*, y tal vez del aporte de semillas proveniente de los árboles aislados vecinos y del área de jardines del campus Loma Linda.

Dado que el recambio de especies del BSG entre los dos tipos de vegetación estudiados fue relativamente bajo (48,7%), podría inferirse que hay un bajo intercambio de semillas por dispersión entre el bosque secundario y el pastizal. Lo anterior se expresa en la presencia de especies exclusivas reportadas en el BSG de cada uno de los dos tipos de vegetación en este estudio, en pastizal el 100% son hierbas con tipo de dispersión anemocoria, hidrocoria y autocoria con 33,33% cada una; en el caso de bosque se encuentra árbol (38,46%), hierba (23,07%), arbusto y sufrutice (15,38% c/u), liana (7,69%) las cuales cuentan con diferentes tipos de dispersión ornitocoria (30,76%), autocoria e hidrocoria (23,07%), zoocoria (15,38%) y anemocoria (7,69%). Aún cuando en este estudio no se realizó una valoración del aporte de lluvias de semillas al BSG, la presencia de especies exclusivas en el BSG de cada tipo de vegetación, podría indicar que algunas semillas que podrían ingresar al pastizal proveniente de los fragmentos de bosque secundario (por ejemplo semillas anemócoras) podrían no expresarse en el BSG del pastizal.

En cuanto a la relación del banco de semillas con las características fisicoquímicas del suelo, se pudo establecer que existe relación positiva, con tres parámetros el pH, Mg, B, indicando que sin importar el valor que estos elementos tomen pueden llegar a alterar la composición de una comunidad vegetal, debido a que el Mg y B son nutrientes necesarios para el crecimiento de la vegetación. Además, si el suelo es muy pobre en estos, el proceso sucesional puede ser muy lento o quedar detenido en las primeras etapas, siendo una fuerte barrera para la restauración ecológica (Vargas, 2007), así mismo sucede con el pH reportado (extremadamente ácido) ya que este puede disminuir la fertilidad del suelo. La pendiente tiene influencia en cuanto a la distribución espacial de las semillas, por tal motivo, se puede explicar que haya dominancia de algunas especies en

ciertos lugares, de acuerdo con los registros en el presente estudio, los lugares con menores pendientes reportan mayor abundancia.

10.2 Implicaciones para la restauración ecológica

El BSG de los dos tipos de vegetación estudiados, puede considerarse como reducido y está constituido mayoritariamente por herbáceas (61,8%) aunque se registra un número relativamente importante de árboles (17,6%). Esto implicaría que la sucesión en las áreas de pastizal y bosque secundario del campus Loma Linda pueda catalogarse como de baja a intermedia. Al parecer la dispersión desde los fragmentos de bosque a la vegetación de pastizales vecinos no es muy alta y está limitada principalmente a la presencia de especies herbáceas pertenecientes a etapas de sucesión temprana, generando que la entrada de semillas al suelo de especies de sucesión media (arbóreas y arbustivas) sea relativamente escasa. Se destaca la presencia de *Myrsine guianensis* como el único árbol reportado en área de pastizal; esto se produce probablemente porque su crecimiento es rápido y se desarrolla bien en suelos pobres y erosionados. La razón principal podría estar asociada al impedimento de tipo físico que los pastizales generan para la entrada de semillas al suelo. Además también es posible que la predación de semillas afecte su disponibilidad en el suelo tal como lo han demostrado otros estudios (Bedoya et al., 2010; Montenegro & Vargas, 2000); en este estudio no se determinó su incidencia.

Diversos autores han establecido que el banco de semillas presente en el suelo de los bosques secundarios cercanos a tierras deforestadas, está compuesto en su mayoría de especies de tipo herbáceo, arbustos heliófitos y pastos foráneos, las cuáles pueden llegar a inhibir el crecimiento y disminuir la supervivencia de las especies leñosas de la vegetación del lugar (Quintana et al., 1996; Dupuy & Chazdon, 1998; Guariguata, 2000). En este contexto el BSG en las áreas de pastizal vecinas al campus Loma Linda podría estar actuando como barrera biótica para la recuperación de estas áreas. Sin embargo, tal comprobación requeriría de un mayor número de muestreos en áreas de piedemonte. Adicionalmente es factible establecer que muchos árboles, arbustos y palmas del bosque tienen dispersión zoocora y sus agentes dispersores (ardillas por ejemplo) no entran fácilmente a las áreas abiertas porque no encuentran alimento y se exponen a la predación (Naranjo, 1992; Renjifo, 1999); lo anterior dificultaría también la escasa dispersión

de este tipo de plantas en las áreas de pastizal. Sin embargo, en este estudio no se obtuvieron evidencias de lo anterior.

En un estudio realizado en el piedemonte llanero del departamento del Casanare en el municipio de Pore en 2008, se registró la especie *Lindernia crustacea* como la más abundante y la de presencia en todas las unidades de vegetación estudiadas (sabana nativa de piedemonte, bosque de piedemonte y mata de monte) (Torrijos et al., 2011), esto coincide con lo reportado en este estudio. Por tanto, esta especie se puede considerar pionera en procesos de restauración de áreas alteradas de acuerdo con las abundancias registradas. Sin embargo, para tener mayor certeza se recomienda realizar estudios acerca de los atributos de historia de vida de esta especie.

Dado que muchas semillas que logran ser dispersadas dentro de los pastizales no logran formar un BSG persistente, sino que germinan rápidamente y entran en competencia desfavorable con los pastos exóticos establecidos, sería necesario la introducción de individuos juveniles de especies reportadas en este estudio como exclusivas del bosque (ej. *Ludwigia decurrens* (sufrútice), *Solanum bicolor* (arbusto), *Rorippa indica* (hierba), *Peltaea trinervis* (sufrútice), *Costus scaber* (hierba), *Trema micrantha* (arbusto) y *Microtea debilis* (hierba)). Estas especies de sucesión temprana como las herbáceas y arbustivas serían parte de núcleos de regeneración, ya que ayudarían a aumentar la dispersión y el BSG, además de crear las condiciones para el establecimiento posterior de plántulas de especies de sucesión secundarias (ej. *Enterolobium schomburgkii* (árbol), *Senegalia glomerosa* (árbol), *Cecropia engleriana* (árbol), y *Bauhinia picta* (árbol).

Aunque la especie *Cecropia engleriana*, presenta bajas abundancias en este estudio, las semillas del género *Cecropia* según los resultados obtenidos por diversos estudios, poseen mecanismos de dormancia y la habilidad para detectar y responder a la germinación relacionada con la probabilidad de establecimiento, esto sumado a un largo periodo de fructificación, una abundante producción de semillas pequeñas y un amplio rango de dispersión gracias a la ayuda de numerosos agentes dispersores, esto lo hace un efectivo colonizador en comunidades de tierras tropicales bajas después del disturbio del bosque, por otro lado estas especies son de rápido crecimiento y llegan a hacer parte del dosel en pocos años, por tanto sería una especie que se podría llegar a utilizar en la recuperación de las áreas de pastizal (Cardona & Vargas, 200

Conclusiones

El banco de semillas presentó en total 4.057 individuos pertenecientes a 34 especies, 26 géneros y 16 familias. Se registró la mayor abundancia en área de pastizal (con 2.288 individuos), seguido del bosque (con 1.769 individuos). En cuanto a formas de vida predominantes, el banco de semillas está dominado por plantas herbáceas. La presencia de estas hierbas es congruente con la ubicación de los fragmentos de bosque, ya que, al estar rodeados de pasturas, su banco de semillas tiende a estar dominado por este tipo de semillas, ya que su forma de dispersión anemócora facilita su movilidad hacia el interior del bosque.

El área de pastizal tuvo mayor diversidad ($H' = 2,2$ bits) del BSG, así como el mayor número de individuos (2.288), en comparación con el área de bosque. Esta mayor heterogeneidad del BSG en pastizal se asoció con una mayor uniformidad en la distribución de las abundancias de las especies y no con una mayor riqueza de especies.

El análisis cluster realizado diferenció claramente los biotopos de estudio, los cuales presentaron algunas diferencias, no significativas, en la composición y distribución de las abundancias de las especies que conforman el BSG. La forma de la curva de distribución en ambos tipos de cobertura corresponde a una típica j invertida, con unas pocas especies muy abundantes y un mayor número de especies con abundancias muy bajas.

Los parámetros del suelo, que presentaron correlación positiva con todos los índices de diversidad, (pH, Mg y B), sin importar el valor que tomen pueden llegar a afectar el desarrollo del proceso sucesional, sin embargo, es necesario aumentar el número de análisis de suelos, para tener mayor certeza en dichos resultados. En cuanto a la pendiente su influencia se ve reflejada en la distribución de las especies, presentando mayor número de individuos en sectores donde la pendiente es menor.

El ensamble de los núcleos de restauración pueden estar compuesto principalmente por la especie de mayor abundancia registrada en los dos tipos de vegetación *Lindernia crustacea*, una

especie de hierba hidrocóra, reportada con 946 y 1.027 individuos en pastizal y bosque respectivamente, las demás especies herbáceas y arbustivas pertenecientes a etapas de sucesión temprana del BSG presentes en los dos tipos de vegetación podrían ir generando las condiciones adecuadas para el establecimiento posterior de especies secundarias (árboles).

Recomendaciones

De acuerdo con los resultados del estudio, se recomienda que la conformación de núcleos de restauración ecológica en áreas de pastizal pueden estar conformados por un mayor número de especies herbáceas de sucesión temprana como *Lindernia crustacea*, *Aciotis indecora*, *Hedyotis corymbosa*, y un bajo número de especies de crecimiento secundario arbustos - *Solanum bicolor*, *Trema micrantha*, así como de árboles - *Enterolobium schomburhii*, *Cecropia engleriana*.

Se requiere que estudios adicionales evalúen la influencia en la dispersión de otras barreras como predación de semillas, potencial de germinación de semillas y de establecimiento de plántulas, papel como dispersores de las aves y de murciélagos, en áreas de piedemonte llanero, donde este tipo de estudios son muy escasos.

Se recomienda analizar otros mecanismos para la regeneración de la vegetación como la lluvia de semillas, debido a que en áreas que están degradadas (pasturas abandonadas), el banco de semillas no es suficiente para la recuperación de la vegetación, en especial aquella de hábito arborescente.

Se debe ampliar el número de muestras de suelo del área de estudio, ya que por la heterogeneidad de los bancos de semillas se puede tomar muestras con poca representatividad de semillas. Así mismo se recomienda hacer el muestreo en época de lluvia, debido a que en este estudio se hizo en época seca.

Referencias Bibliográficas

- Acosta, M., & Vargas, O. (2008). Banco de Semillas Germinable en fragmentos de bosque Altoandino. pp. 251-265 En: Vargas O. y Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Grupo de Restauración Ecológica, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Colciencias, Bogotá, Colombia
- Aide, T. M., & Cavelier, J. (1994). Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2(4), 219-229. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1994.tb00054.x>
- Alvarez, C., Williams, G., & Newton, A. C. (2005). Disturbance Effects on the Seed Bank of Mexican Cloud Forest Fragments. *Biotropica*, 37(3), 337-342. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00044.x>
- Baker, H. G. (1989). Some aspects of the natural history of seed bank. *Ecology of soil seed banks*, 9-21.
- Bassett, I. E., Simcock, R. C., & Mitchell, N. D. (2005). Consequences of soil compaction for seedling establishment: implications for natural regeneration and restoration. *Austral Ecology*, 30(8), 827-833.
- Baskin, C. C., & Baskin, J. M. (1998). *Seeds: Ecology, Biogeography, and, Evolution of Dormancy and Germination*. Elsevier.
- Bedoya, J., Estevez, J., & Castaño, G. (2010). Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de bosques tropicales. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 14(2), 77-91. <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v14n2/v14n2a04.pdf>
- Beltrán, H. (2012). Evaluación de matorrales y bancos de semillas en invasiones de *Ulex europaeus* con diferente edad de invasión al sur de Bogotá DC–Colombia. *Trabajo de Maestría en Ciencias Biológicas*. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana, 26-55.
- Besnier, F. (1989). *Semillas: biología y tecnología*. (No. 631.521 B48).
- Bigwood, D. W., & Inouye, D. W. (1988). Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology*, 69(2), 497-507. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US8835273>

- Borda, M., & Vargas, O. (2004). Caracterización del banco de semillas germinable de plantaciones de pinos (*pinus pantula*) y claros en regeneración natural (alrededor del embalse de Chisacá, Bogotá- Localida de Usme- Bosque altoandino). *Memorias I congreso colombiano de restauración ecológica*, 455-472.
- Bradshaw, A. D. (1997). The importance of soil ecology in restoration science. *Restoration ecology and sustainable development*, 33-64.
- Bustamante, R., & Grez, A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Revista Ambiente y Desarrollo*, 11, 58-63. http://www.iebchile.cl/otras_publicaciones/RBustamante/Bustamante_Grez_1995_Ambient_Desarr.pdf
- Calderón, C., Múnera, M. A. C., & Ramos, J. M. (2015). Potencial del banco de semillas y la lluvia de semillas en la restauración natural de la Estación de Monitoreo de Biodiversidad del Centro de Investigaciones Amazónicas Macagual (Florencia-Caquetá, Colombia). *Momentos de Ciencia*, 6(1). <http://www.udla.edu.co/revistas/index.php/momentos-de-ciencia/article/view/174>
- Cano, A., Zavalo, J. A., Orozco, A., Valverde, M. T., & Pérez, P. (2012). Composición y abundancia del banco de semillas en una región semiárida del trópico mexicano: patrones de variación espacial y temporal. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(2), 437-446.
- Cárdenas, C., Posada, C., & Vargas, O. (2002). Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de páramo húmedo sometida a quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza, Colombia). <http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/25542/1/articulo4.pdf>
- Cardona, A., & Vargas, O. (2004). El banco de semillas germinable de especies leñosas en dos bosques subandinos y su importancia para la restauración ecológica (reserva biológica Cachalú - Santander. Colombia). *Colombia Forestal*, 8(17), 60-74. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2004.1.a04>
- Cepeda, J. 1991. Química de suelos. Editorial Trillas S. A. México, D. F.
- Chandrashekara, U. M., & Ramakrishnan, P. S. (1993). Germinable soil seed bank dynamics during the gap phase of a humid tropical forest in the Western Ghats of Kerala, India. *Journal of Tropical Ecology*, 9(4), 455-467. <https://doi.org/10.1017/S0266467400007525>

- Chao, A., & Lee, S.-M. (1992). Estimating the Number of Classes via Sample Coverage. *Journal of the American Statistical Association*, 87(417), 210-217. <https://doi.org/10.1080/01621459.1992.10475194>
- Cole, R. J. (2009). Postdispersal Seed Fate of Tropical Montane Trees in an Agricultural Landscape, Southern Costa Rica. *Biotropica*, 41(3), 319-327. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00490.x>
- Colwell, R., Chang, X., & Jing, C. (2005). Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. (pp. 73-84). <http://viceroy.colorado.edu/estimates/EstimateSPages/EstSUsersGuide/References/ColwellMaoAndChang2004Sp.pdf>
- Cormacarena. (2007). Formulación participativa del manejo de las Reservas Forestales Protectoras «Cerro Vanguardía» y «Caño Vanguardía y quebrada vanguardiuño».
- Cubina, A., & Aide, T. M. (2001). The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. *Biotropica*, 33(2), 260-267.
- Dalling. (2002). Ecología de la semillas. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*, 345-375. <http://www.uprm.edu/biology/profs/chinea/ecolplt/lectesc/DALLING.PDF>
- Dalling, J., & Hubbell, S. (2002). *Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species*. *Journal of ecology*. 90(3), 557-568.
- Dalling, J. w., & Denslow, J. s. (1998). Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. *Journal of Vegetation Science*, 9(5), 669-678. <https://doi.org/10.2307/3237285>
- Davidson, E. A., Verchot, L. V., Cattânio, J. H., Ackerman, I. L., & Carvalho, J. E. M. (2000). Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry*, 48(1), 53-69. <https://doi.org/10.1023/A:1006204113917>
- De Souza, M., Maia, F. C., & Pérez, M. A. (2006). Bancos de semillas en el suelo. *Agriscientia*, 23(1), 33-44.
- DNP. (2015). Bases del Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018. Todos por un nuevo país. Versión preliminar para la discusión del Consejo Nacional de Planeación. <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Prensa/Bases%20Plan%20Nacional%20de%20Desarrollo%202014-2018.pdf>

- Dupuy, J. M., & Chazdon, R. L. (1998). Long-Term Effects of Forest Regrowth and Selective Logging on the Seed Bank of Tropical Forests in NE Costa Rica. *Biotropica*, 30(2), 223-237. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00057.x>
- Enciso, J., García, P., & Cerdá, A. (2000). Distribución del banco de semillas en taludes de carretera: efecto de la orientación y de la topografía, *Orsis: organismos i sistemes*, 15, 103-113.
- Escudero, A., & Mediavilla, S. (2003). Dinámica interna de los nutrientes. *Revista Ecosistemas*, 12(1).
- Fenner, M. (2000). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Cabi.
- Garwood, N. C. (1989). *Tropical soil seed bank: a review. Ecology of soil seed banks*, 149-209.
- Glenn-Lewin, D. C., Peet, R. K., & Veblen, T. T. (1992). *Plant Succession: Theory and prediction* (Vol. 11). Springer Science & Business Media.
- Griem, W. (2015). Apuntes Geología Estructural: Brújula Brunton: tipo americano, detallado. <http://www.geovirtual2.cl/Geoestructural/gestr01d.htm>
- Gross, K. L. (1990). A Comparison of Methods for Estimating Seed Numbers in the Soil. *Journal of Ecology*, 78(4), 1079-1093. <https://doi.org/10.2307/2260953>
- Guariguata, M. R., & Kattán, G. (2002). Ecología y conservación de bosques neotropicales de bajura. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*, 1, 83-96.
- Gutiérrez, N. (2012). *Estado de la vegetación en núcleos de restauración utilizados para el restablecimiento del bosque altoandino del Parque Forestal Embalse del Neusa, Cundinamarca, Colombia* (Bachelor's thesis). <http://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/12452>
- Harms, K. E., & Paine, C. E. T. (2003). Regeneración de los árboles tropicales e implicaciones para el manejo de bosques naturales. *Revista Ecosistemas*, 12(3). <https://doi.org/10.7818/226>
- Harper, Lovell, & Moore, and K. G. (1970). The Shapes and Sizes of Seeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1(1), 327-356. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.01.110170.001551>
- Harper, J. L. (1977). *Population biology of plants* (Vol. 892). London: Academic press

- Harris, J. A., Hobbs, R. J., Higgs, E., & Aronson, J. (2006). Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, 14(2), 170-176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>
- Higuera, E. E. C., Gutierrez, V. C., Mondragón, D. F. P., & Claudia Liliana Alvarado. (2007). Caracterización y Valorización del Potencial de Regeneración del Banco de Semillas Germinable de la Reserva Forestal Cápatos (Guasca, Cundinamarca). *Colombia Forestal*, 11(0), 45-70. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2008.1.a04>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Holl, K. D. (1999). Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica*, 31(2), 229-242. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339-349. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x>
- Howe, & Smallwood. (1982). Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13(1), 201-228. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>
- Ibrahim, A. E., & Roberts, E. H. (1983). Viability of Lettuce Seeds: I. Survival in hermetic storage. *Journal of Experimental Botany*, 34(142), 620-630.
- Ideam. (2014). Aumenta Deforestación en Colombia para 2014. http://www.ideam.gov.co/web/sala-de-prensa/noticias/-/asset_publisher/96oXgZAHRhJ/content/aumenta-deforestacion-en-colombia-para-2014
- Jordan, W. R., Gilpin, M. E., & Aber, J. D. (1990). *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press.
- Khurana, E., & Singh, J. S. (2001). Ecology of tree seed and seedlings: Implications for tropical forest conservation and restoration. *Current Science*, 80(6), 748-757. <https://doi.org/10.2307/24105660>
- Klimes, J. (2007). Bud banks and their role in vegetative regeneration—a literature review and proposal for simple classification and assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(3), 115-129.

- Larcher, W. (2003). *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer Science & Business Media.
- López, A. M. R., Macías, N. B., & Gutiérrez, H. E. B. (2016). Banco de semillas en áreas disturbadas de bosque Subandino, San Bernardo (Cundinamarca, Colombia). *Colombia Forestal*, 19(2), 181-194.
- Luzuriaga, A., Escudero, A., Olano, J., & Loidi, J. (2005). Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica*, 27(1), 57-66. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X0400089X>
- Magurran, A. E. (1988). Why diversity? En *Ecological Diversity and Its Measurement* (pp. 1-5). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0_1
- Marrañón, T. (2001). Ecología del banco de semillas y dinámica de comunidades mediterráneas. *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*. CSIC, AEET, Madrid, 153-181. http://www3.uah.es/dep_ecologia_pcastro/Ecologia1/Material%20practicass/Banco%20semillas%2005/teodoro.pdf
- Middleton, B. A. (2003). Soil seed banks and the potential restoration of forested wetlands after farming. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 1025-1034. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00866.x>
- MINAMBIENTE. (2015). Plan Nacional de restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. http://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyserviciosEcosistemicos/pdf/plan_nacional_restauracion/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACION%20N%202.pdf
- Montenegro, A. L., & Vargas, O. (2000). Estrategias de dispersión y regeneración por bancos de semillas en dos comunidades de bosque altoandino (Embalse de San Rafael, La Calera - Cundinamarca). *Acta Biológica Colombiana*, 5(1), 78-79.
- Montenegro, A., & Vargas, O. (2005). Estrategias de regeneración del banco de semillas en una comunidad de bosque secundario. En *Estrategias adaptativas de plantas del páramo y del bosque altoandino en la Cordillera Oriental de Colombia* (pp. 227-246). Univ. Nacional de Colombia.

- Moreno, C. (2001). Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO. ORCYT-UNESCO. <http://www.florgarcia.com/wp-content/uploads/2013/09/m%C3%A9todos-de-evaluaci%C3%B3n-de-biodiversidad.pdf>
- Munshower, F. F. (1994). *Practical handbook of disturbed land revegetation*. Lewis Publishers (No. 631.6 M8).
- Murcia, C., & Guariguata, M. R. (2014). La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades. *Center for International Forestry Research*. <https://doi.org/10.17528/cifor/004519>
- Naranjo, L. G. (1992). Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle de Cauca, Colombia. *Caldasia*, 17(1(80)), 55-65. <https://doi.org/10.2307/23641222>
- Ormerod, S. J. (2003). Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology*, 40(1), 44-50. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00799.x>
- Paluch, J. G. (2011). Ground seed density patterns under conditions of strongly overlapping seed shadows in *Abies alba* Mill. Stands. *European Journal of Forest Research*, 130(6), 1009-1022. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0486-4>
- Phillips, M. E. (1954). *Eriophorum Angustifolium* Roth. *Journal of Ecology*, 42(2), 612-622. <https://doi.org/10.2307/2256893>
- Piudo, & Caverro. (2005). Banco de semillas: comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo.
- Ponce Valladares, L. A., & Montalván Mena, H. G. (2005). Evaluación del banco de semillas del suelo en tres sitios en diferentes estados sucesionales en un bosque seco secundario en Nandarola, Nandaime, Granada (engineer). Universidad Nacional Agraria, UNA. <http://repositorio.una.edu.ni/1069/>
- Posada, C., & Cádenas, C. (1999). Ecología de los bancos de semillas en una comunidad vegetal de páramo sometida a disturbios por quema y pastoreo (Parque Nacional Natural Chingaza). *Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Biología. Bogotá. Pg, 190.*
- POT. (2015). Plan de ordenamiento territorial del municipio de Villavicencio. Recuperado a partir de <http://www.concejodevillavicencio.gov.co/sites/default/files/documents/proyecto.pdf>
- Quintana-Ascencio, P. F., Gonzalez-Espinosa, M., Ramirez-Marcial, N., Dominguez-Vazquez, G., & Martinez-Ico, M. (1996). Soil Seed Banks and Regeneration of Tropical Rain Forest

- from Milpa Fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 28(2), 192-209.
<https://doi.org/10.2307/2389074>
- Ramírez, W. (2014). Fundamentos y consideraciones generales sobre restauración ecológica para Colombia.
- Renjifo, L. M. (1999). Composition Changes in a Subandean Avifauna after Long-Term Forest Fragmentation. *Conservation Biology*, 13(5), 1124-1139. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98311.x>
- Rodríguez, T. (2009). *Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (Ulex europaeus) con diferentes edades de quema (alrededores del embalse de Chisacá Bogotá-localidad de Usme)* (Bachelor's thesis, Universidad Militar Nueva Granada).
<http://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/10654/10172/2/TorresRodriguezNardiAmari lis2009.pdf>
- Samper, C. (2000). Ecosistemas naturales, restauración ecológica e investigación. *Restauración Ecológica y Reforestación. Fundación Alejandro Ángel Escobar*, 28-37.
- Saulei, S. M., & Swaine, M. D. (1988). Rain Forest Seed Dynamics During Succession at Gogol, Papua New Guinea. *Journal of Ecology*, 76(4), 1133-1152.
<https://doi.org/10.2307/2260639>
- Scatena, F.N., 2002.- El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica: 23-41 (en): Guariguata, M.R. & Kattan, G.H. (eds.) *Ecología y Conservación de bosques neotropicales*. Primera edición. Ediciones LUR.
- SER. (2004). Society for Ecological Restoration. <http://www.ser.org/>
- Siegel, S., Villalobos, J., Ruseil, L., & Cruz, R. (1972). *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*.
- Simpson, R. L., Leck, M. A., & Parker, V. T. (1989). CHAPTER 1 - Seed Banks: General Concepts and Methodological Issues. En *Ecology of Soil Seed Banks* (pp. 3-8). Academic Press.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780124404052500063>
- Skoglund, J. (1992). The Role of Seed Banks in Vegetation Dynamics and Restoration of Dry Tropical Ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 3(3), 357-360.
<https://doi.org/10.2307/3235760>

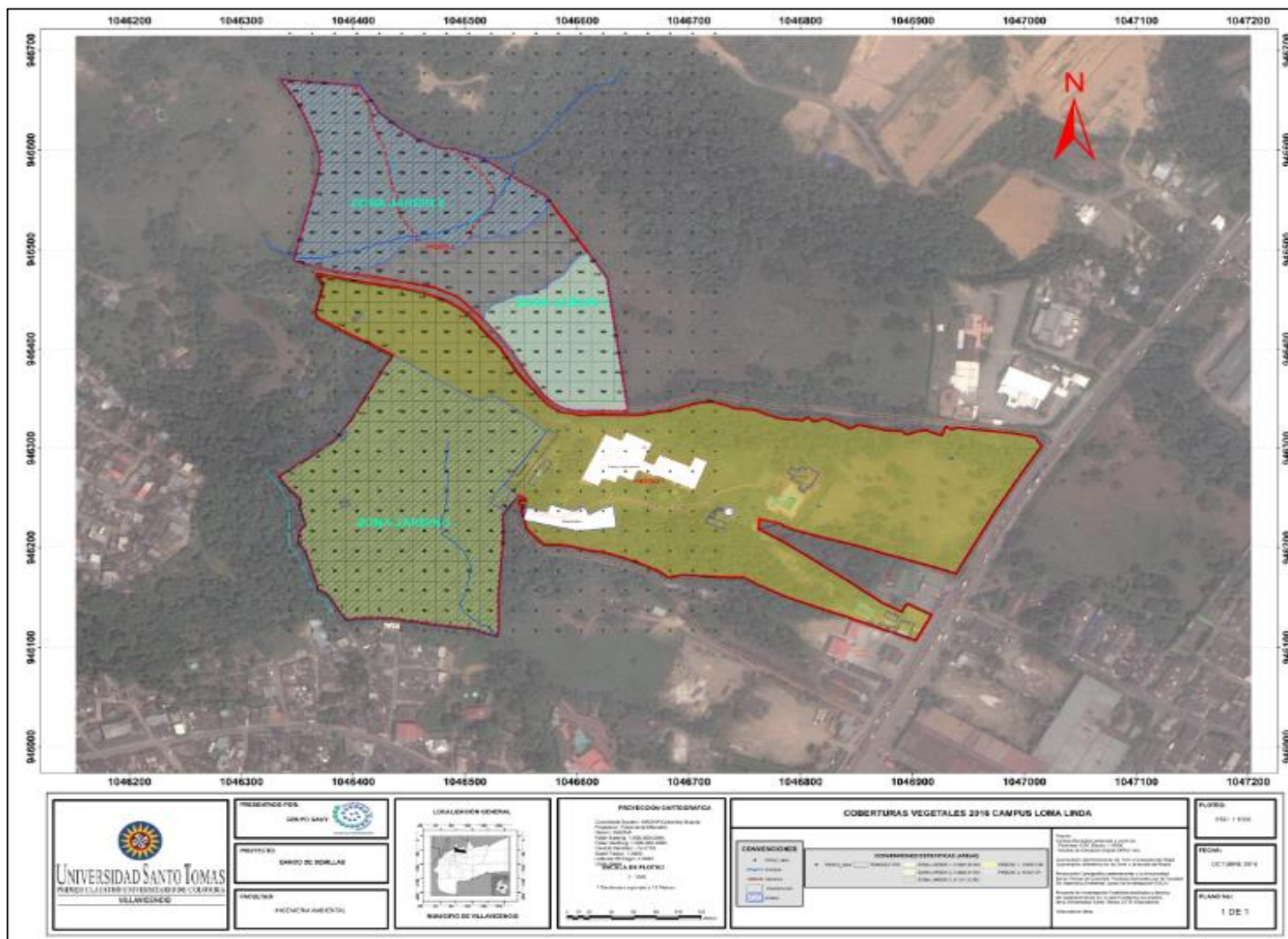
- Skoglund, J., & Verwijst, T. (1989). Age structure of woody species populations in relation to seed rain, germination and establishment along the river Dalaelfven, Sweden. *Vegetatio*, 82(1), 25-34.
- Southwood, & Henderson. (2000). *Ecological Methods*—Blackwell Science. <http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-1444312308.html>
- Svenson. (1996). *Aspectos bióticos de la formulación del PMA de las reservas forestales protectoras « Cerro Vanguardía, Caño Vanguardía y quebrada Vanguardiuno»* (pp. 33-34).
- Tamhane, R., D. Motiramani, Y. Bali & R. Donahue. 1979. Propiedades físicas de los Suelos: su química y fertilidad en zonas tropicales. México.
- Tekle, K., & Bekele, T. (2000). The Role of Soil Seed Banks in the Rehabilitation of Degraded Hillslopes in Southern Wello, Ethiopia. *Biotropica*, 32(1), 23-32. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00444.x>
- Thompson, K. (1987). Seeds and Seed Banks. *New Phytologist*, 106, 23-34. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1987.tb04680.x>
- Thompson, K., Band, S. R., & Hodsong, J. G. (1993). Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional ecology*, 236-241. https://scholar.google.es/scholar?q=Seed+Size+and+Shape+Predict+Persistence+in+Soil&btnG=&hl=es&as_sdt=0%2C5
- Torrijo, P., Prieto, D., & Suárez, E. (2011). Evaluación del potencial natural de restauración en sabanas y bosque de Piedemonte en Casanare, Colombia. *Memorias I congresos colombiano de restauración ecológica*, 346-358.
- Uhl, C., Buschbacher, R., & Serrao, E. A. S. (1988). Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. *Journal of Ecology*, 76(3), 663-681. <https://doi.org/10.2307/2260566>
- Valladares, Peñuelas, & Calabuig. (2005). Impactos sobre los ecosistemas terrestres. *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*, 65-112.
- Van Der Valk, A. G. (1992). Establishment, colonization and persistence. *Plant succession: theory and prediction*, 60-102
- Valk, A. V. D., & Davis, C. B. (1976). The seed banks of prairie glacial marshes. *Canadian Journal of Botany*, 54(15), 1832-1838.

- Vargas. (2007). *Guía metodológica para restauración ecológica del bosque altoandino*.
http://www.ciencias.unal.edu.co/unciencias/datafile/user_46/file/Guia%20Metodologica.pdf
- Vargas, J. O. (2011). Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 221-246.
- Vargas, & Mora, F. (2007). La restauración ecológica, su contexto, definiciones y dimensiones. En *ResearchGate* (pp. 14-32). Colombia.
https://www.researchgate.net/publication/260554923_La_restauracion_ecologica_Su_con_texto_definiciones_y_dimensiones
- Vargas, & William. (2003). Las plantas invasoras en los procesos de sucesión y restauración ecológica: experiencias en Quindío y Valle del cauca (Colombia). *Herramienta para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia*, 130.
- Vázquez-Yanes, C., & Orozco-Segovia, A. (1993). Patterns of Seed Longevity and Germination in the Tropical Rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 24(1), 69-87.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.24.110193.000441>
- Velasco, P., & Cárdena, A. (2007). *Barreras ecológicas: ausencia de fuentes de propágulos y dispersores* (Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque Altoandino).
http://www.ciencias.unal.edu.co/unciencias/datafile/user_46/file/Guia%20Metodologica.pdf
- Velasco, P., & Vargas, O. (2004). Dinámica de la dispersión de plantas ornitócoras, reclutamiento y conectividad en fragmentos de bosque altoandino secundario (Reserva Natural Protectora, Cagua Cundinamarca). *Acta Biológica Colombiana*, 9(2), 121-122.
- Velosa. (2016). Estado Sucesional de bosques Secundarios y pastizales de piedemonte Llanero, de la ciudad de Villavicencio, universidad Santo Tomás, campus Loma Linda.
- Vieira, I. C. G., Uhl, C., & Nepstad, D. (1994). The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia. *Vegetatio*, 115(2), 91-99. <https://doi.org/10.1007/BF00044863>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213-251. <https://doi.org/10.2307/1218190>

- Wijdeven, S. M. J., & Kuzee, M. E. (2000). Seed Availability as a Limiting Factor in Forest Recovery Processes in Costa Rica. *Restoration Ecology*, 8(4), 414-424.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80056.x>
- WRI. (2014). Initiative 20 X 20. Bringing 20 million hectares of degraded land in Latin America and the Caribbean into restoration by 2020. <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20%0D>
- Zhang, H., & Chu, L. M. (2013). Changes in soil seed bank composition during early succession of rehabilitated quarries. *Ecological Engineering*, 55, 43-50.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.002>
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., & Aide, T. M. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration ecology*, 8(4), 350–360.

Anexos

Anexo 2: Localización del área de estudio.



Anexo 3: Tabla de distribución Chi cuadrado.

P = Probabilidad de encontrar un valor mayor o igual que el chi cuadrado tabulado, v = Grados de Libertad

v/p	0,001	0,0025	0,005	0,01	0,025	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4	0,45	0,5
1	10,8274	9,1404	7,8794	6,6349	5,0239	3,8415	2,7055	2,0722	1,6424	1,3233	1,0742	0,8735	0,7083	0,5707	0,4549
2	13,8150	11,9827	10,5965	9,2104	7,3778	5,9915	4,6052	3,7942	3,2189	2,7726	2,4079	2,0996	1,8326	1,5970	1,3863
3	16,2660	14,3202	12,8381	11,3449	9,3484	7,8147	6,2514	5,3170	4,6416	4,1083	3,6649	3,2831	2,9462	2,6430	2,3660
4	18,4662	16,4238	14,8602	13,2767	11,1433	9,4877	7,7794	6,7449	5,9886	5,3853	4,8784	4,4377	4,0446	3,6871	3,3567
5	20,5147	18,3854	16,7496	15,0863	12,8325	11,0705	9,2363	8,1152	7,2893	6,6257	6,0644	5,5731	5,1319	4,7278	4,3515
6	22,4575	20,2491	18,5475	16,8119	14,4494	12,5916	10,6446	9,4461	8,5581	7,8408	7,2311	6,6948	6,2108	5,7652	5,3481
7	24,3213	22,0402	20,2777	18,4753	16,0128	14,0671	12,0170	10,7479	9,8032	9,0371	8,3834	7,8061	7,2832	6,8000	6,3458
8	26,1239	23,7742	21,9549	20,0902	17,5345	15,5073	13,3616	12,0271	11,0301	10,2189	9,5245	8,9094	8,3505	7,8325	7,3441
9	27,8767	25,4625	23,5893	21,6660	19,0228	16,9190	14,6837	13,2880	12,2421	11,3887	10,6564	10,0060	9,4136	8,8632	8,3428
10	29,5879	27,1119	25,1881	23,2093	20,4832	18,3070	15,9872	14,5339	13,4420	12,5489	11,7807	11,0971	10,4732	9,8922	9,3418
11	31,2635	28,7291	26,7569	24,7250	21,9200	19,6752	17,2750	15,7671	14,6314	13,7007	12,8987	12,1836	11,5298	10,9199	10,3410
12	32,9092	30,3182	28,2997	26,2170	23,3367	21,0261	18,5493	16,9893	15,8120	14,8454	14,0111	13,2661	12,5838	11,9463	11,3403
13	34,5274	31,8830	29,8193	27,6882	24,7356	22,3620	19,8119	18,2020	16,9848	15,9839	15,1187	14,3451	13,6356	12,9717	12,3398
14	36,1239	33,4262	31,3194	29,1412	26,1189	23,6848	21,0641	19,4062	18,1508	17,1169	16,2221	15,4209	14,6853	13,9961	13,3393
15	37,6978	34,9494	32,8015	30,5780	27,4884	24,9958	22,3071	20,6030	19,3107	18,2451	17,3217	16,4940	15,7332	15,0197	14,3389
16	39,2518	36,4555	34,2671	31,9999	28,8453	26,2962	23,5418	21,7931	20,4651	19,3689	18,4179	17,5646	16,7795	16,0425	15,3385
17	40,7911	37,9462	35,7184	33,4087	30,1910	27,5871	24,7690	22,9770	21,6146	20,4887	19,5110	18,6330	17,8244	17,0646	16,3382
18	42,3119	39,4220	37,1564	34,8052	31,5264	28,8693	25,9894	24,1555	22,7595	21,6049	20,6014	19,6993	18,8679	18,0860	17,3379
19	43,8194	40,8847	38,5821	36,1908	32,8523	30,1435	27,2036	25,3289	23,9004	22,7178	21,6891	20,7638	19,9102	19,1069	18,3376
20	45,3142	42,3358	39,9969	37,5663	34,1696	31,4104	28,4120	26,4976	25,0375	23,8277	22,7745	21,8265	20,9514	20,1272	19,3374
21	46,7963	43,7749	41,4009	38,9322	35,4789	32,6706	29,6151	27,6620	26,1711	24,9348	23,8578	22,8876	21,9915	21,1470	20,3372
22	48,2676	45,2041	42,7957	40,2894	36,7807	33,9245	30,8133	28,8224	27,3015	26,0393	24,9390	23,9473	23,0307	22,1663	21,3370
23	49,7276	46,6231	44,1814	41,6383	38,0756	35,1725	32,0069	29,9792	28,4288	27,1413	26,0184	25,0055	24,0689	23,1852	22,3369
24	51,1790	48,0336	45,5584	42,9798	39,3641	36,4150	33,1962	31,1325	29,5533	28,2412	27,0960	26,0625	25,1064	24,2037	23,3367
25	52,6187	49,4351	46,9280	44,3140	40,6465	37,6525	34,3816	32,2825	30,6752	29,3388	28,1719	27,1183	26,1430	25,2218	24,3366

Anexo 4: abundancias de las especies pertenecientes a cada biotopo de estudio sumando los registros de las dos profundidades de estudio (0-5 cm, 5-10 cm).

Tabla 1

Abundancias de las especies registradas en el Grupo I: transectos (1, 2, 3, 4, 5, 6)

N°	Especies	Abundancias
1	<i>Lindernia crustacea</i>	946
2	<i>Hedyotis corymbosa</i>	285
3	<i>Borreria capitata</i>	161
4	<i>Aciotis indecora</i>	144
5	<i>Phyllanthus urinaria</i>	98
6	<i>Aciotis purpurascens</i>	91
7	<i>Phyllanthus rotundifolius</i>	82
8	<i>Cissus erosa</i>	76
9	<i>Phyllanthus fraternus</i>	71
10	<i>Borreria ocymifolia</i>	68
11	<i>Acmella ciliata</i>	47
12	<i>Borreria prostrata</i>	41
13	<i>Borreria setidens</i>	35
14	<i>Acmella sp.</i>	30
15	<i>Emilia sonchifolia</i>	29
16	<i>Eclipta prostrata</i>	28
17	<i>Caperonia palustris</i>	18
18	<i>Myrsine guianensis</i>	11
19	<i>Erechtites hieracifolia</i>	11
20	<i>Desmodium barbatum</i>	9
21	<i>Ludwigia erecta</i>	7

Nota: Registro descendente de las especies encontradas en el Grupo I. Por Dominguez & Romero, 2017

Tabla 2:

Abundancias de las especies registradas en el Grupo II: transectos (7, 8, 9, 10, 11, 12)

Nº	Especies	Abundancias
1	<i>Lindernia crustacea</i>	1.027
2	<i>Enterolobium schomburgkii</i>	224
3	<i>Aciotis indecora</i>	94
4	<i>Phyllanthus fraternus</i>	56
5	<i>Aciotis purpurascens</i>	42
6	<i>Borreria ocymifolia</i>	40
7	<i>Borreria prostrata</i>	26
8	<i>Acmella</i> sp.	25
9	<i>Centrosema brasilianum</i>	25
10	<i>Senegalia glomerosa</i>	23
11	<i>Ludwigia erecta</i>	21
12	<i>Alchornea triplinervia</i>	20
13	<i>Rorippa indica</i>	18
14	<i>Costus scaber</i>	16
15	<i>Ludwigia decurrens</i>	11
16	<i>Solanum bicolor</i>	11
17	<i>Eclipta prostrata</i>	11
18	<i>Microtea debilis</i>	11
19	<i>Cecropia engleriana</i>	10
20	<i>Caperonia palustris</i>	9
21	<i>Trema micrantha</i>	9
22	<i>Myrsine guianensis</i>	8
23	<i>Acmella ciliata</i>	7
24	<i>Bauhinia picta</i>	7
25	<i>Cissus erosa</i>	6
26	<i>Peltaea trinervis</i>	5
27	<i>Borreria setidens</i>	4
28	<i>Desmodium barbatum</i>	3

Nota: Registro descendente de las especies encontradas en el Grupo II. Por Dominguez & Romero, 2017

Anexo 5: Fotografías de algunas de las plántulas o juveniles de las especies del banco de semillas encontradas.



Figura 1. *Caperonia palustris*



Figura 2. *Acmella ciliata*



Figura 3. *Myrsine guianensis*



Figura 4. *Phyllanthus fraternus*



Figura 5. *Erechites hieracifolia*



Figura 6. *Ludwigia erecta*



Figura 7. *Borreria ocymifolia*



Figura 8. *Borreria capitata*



Figura 9. *Lindernia crustacea*



Figura 10. *Emilia sonchifolia*



Figura 11. *Hedyotis corymbosa*



Figura 12. *Cissus erosa*



Figura 13. *Desmodium barbatum*



Figura 14. *Enterolobium schomburakii*.



Figura 15. *Senegalia glomerosa*



Figura 16. *Bauhinia picta*



Figura 17. *Solanum bicolor*



Figura 18. *Centrosema brasilianum*



Figura 19. *Phyllanthus rotundifolius*



Figura 20. *Costus scaber*



Figura 21. *Alchornea triplinervia*



Figura 22. *Trema micrantha*



Figura 23. *Ludwigia decurrens*



Figura 24. *Microtea debilis*



Figura 24. *Aciotis purpurascens*



Figura 25. *Phyllanthus urinaria*



Figura 26. *Borreria setidens*