



## Composición y diversidad del banco de semillas en áreas urbanas fragmentadas de piedemonte, Villavicencio, Colombia

### Composition and diversity of the seed bank in fragmented foothill-urban areas, Villavicencio, Colombia

Rodrigo Isaac Velosa Caicedo  
Universidad Santo Tomás Villavicencio  
rodrigo.velosa@usantotomas.edu.co

Kelli Johana Domínguez Guarín  
Universidad Santo Tomás Villavicencio  
kelli.dominguez@usantotomas.edu.co

Yeraldin Romero Perdomo  
Universidad Santo Tomás Villavicencio  
yeraldinromero@usantotomas.edu.co

(Tipo de Artículo: Revisión. Recibido: 25/11/2017. Aprobado: 23/01/2018)

**Resumen.** La expansión urbana ha contribuido a la generación de paisajes fragmentados conformados por una matriz de bosques secundarios y pastizales en el piedemonte de la región llanera. En este estudio se evaluó el efecto de dos tipos de vegetación sobre la composición, densidad y diversidad del banco de semillas en un área de la Universidad Santo Tomás, Villavicencio. Dos fragmentos de vegetación secundaria y los pastizales adyacentes fueron muestreados. Se colectaron 120 muestras (30 por tratamiento) de suelo y se realizó el monitoreo en vivero de las plántulas emergentes provenientes del banco de semillas por un periodo de 4 meses. La composición florística, la densidad de plántulas emergentes, la riqueza y la diversidad alfa y beta de la comunidad fue comparada entre los tratamientos utilizando el test no paramétrico de Kruskal – Wallis, los índices de riqueza, dominancia, diversidad, similitud, y el análisis multidimensional no-métrico NMDS. La densidad de plántulas y la diversidad fueron mayores en las áreas de pastizal, aunque la riqueza fue ligeramente mayor en el bosque secundario. La composición de especies de la comunidad cambió entre los tratamientos, pero el grado de recambio de especies fue bajo. El banco de semillas es reducido y está dominado por especies herbáceas indicadoras de ambientes degradados. Los resultados sugieren que las reducciones de la cobertura vegetal afectan la composición y diversidad del banco de semillas y pueden influenciar la capacidad de regeneración natural de las áreas de piedemonte.

**Abstract.** Urban expansion has contributed to the formation of fragmented landscapes conformed by a matrix of secondary forests and grasslands in foothill areas of the llanos region. This study evaluated the effect of two vegetation types on the composition, density and diversity of the seed bank in an area of Santo Tomas University, Villavicencio. Two fragments of secondary vegetation and adjacent grasslands were sampled. We collected 120 soil samples (30 per treatment) and monitored seedling emergence from the seed bank for a period of 4 months. Floristic composition, density of emerged seedlings, richness, and alpha and beta diversity of the community were compared among treatments with Kruskal - Wallis nonparametric test, diversity indexes and non-metric multidimensional scaling NMDS. Seedling density and diversity were higher in pasture areas, although the richness was slightly higher in secondary forests. Species composition of the community changed among treatments but the degree of species turnover was low. The seed bank can be considered as reduced and is dominated by herbaceous species that are indicative of degraded environments. Results suggested that reductions in plant cover affect the composition and diversity of the seed bank and may influence the natural regeneration of foothill areas.

**Palabras clave.** Banco de semillas, Diversidad florística, Expansión urbana, Piedemonte llanero, Regeneración natural

**Keywords.** Seed bank, Floristic diversity, Urban expansion, Foothill llanos, Natural regeneration

**DO.** 10.21500/20275846.3317

#### 1. Introducción

Los fenómenos de expansión urbana y crecimiento de la población en la ciudad de Villavicencio, Meta, Colombia, y en sus áreas vecinas ubicadas en zonas de piedemonte llanero están ocasionando pérdidas importantes de cobertura vegetal, aún no suficientemente cuantificadas. El piedemonte llanero, región donde se establece el 80% de la población en el departamento del Meta [1], [2], [3], [4] ha experimentado un alto porcentaje de transformación de sus coberturas naturales, cercanas al 80% [5]. Esta situación ha

generado una matriz paisajística fragmentada, con relictos boscosos de diferente tamaño, que en conjunto corresponde a un 35% de ecosistemas naturales, un 25% de seminaturales y un 40% de transformados [5].

La matriz paisajística de estudio forma parte del denominado cinturón verde de Villavicencio, cuyo uso del suelo está destinado a ser forestal protector [6]. Este cinturón verde conforma un corredor ecológico de alta importancia para la ciudad y a través de él se pretende restituir los flujos naturales de materia y energía, así como brindar condiciones benéficas para la

sostenibilidad de la capacidad de autorregulación hídrica, la preservación y el repoblamiento de la vida silvestre vegetal y/o animal [6]. Adicionalmente, estas áreas pretenden funcionar como amortiguadores que retienen la alta presión urbanística sobre las áreas de piedemonte del municipio de Villavicencio [7].

Se ha establecido que la abundancia y diversidad de las fuentes de propágulos, incluyendo el banco de semillas en suelo, es afectada por el grado de disturbio del sitio, producto de factores como deforestación, sistemas de producción pecuario extensivo, y desarrollo urbanístico entre otros, [8], [9], [10], [11], [12]. Esta afectación puede ser producto de la modificación de las condiciones del suelo a causa de la remoción de la capa vegetal y de la acción de compactación del suelo derivada de la presión urbanística, y de la ganadería que aún es frecuente en algunos sitios de piedemonte cercanos a Villavicencio. 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 [13], [14], [15], y por consiguiente del proceso de recuperación de estas áreas.

El banco de semillas en zonas muy alteradas por la influencia de la presión urbanística 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 [13], [16], [17]. Adicionalmente y dependiendo del grado de alteración, la densidad de especies arbóreas y arbustivas del ecosistema original podría ser baja y las pocas semillas que logren ser dispersadas pueden tener corta viabilidad y no permanecer en el banco de semillas por mucho tiempo [18], [19]. De otro lado y dado que las zonas de influencia urbana pueden ser dominadas por gramíneas y especies herbáceas resistentes a la compactación, quema y 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 [20].

De esta manera, la dominancia de unas pocas especies del ecosistema original en el banco de semillas en zonas de influencia urbana, podría también afectar la recuperación de la vegetación y la dinámica del bosque en el largo plazo [21], [22]. Las semillas que lleguen por dispersión a una zona con baja cobertura vegetal, 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 [18]. Al mismo tiempo, la disminución de la dispersión por animales (zoochoria) puede a su vez 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 [23].

Las pérdidas de semillas del banco de semillas del suelo en áreas de piedemonte pueden reflejar las condiciones de disturbio del área y ser el resultado de las afectaciones en las propiedades fisiológicas de las semillas que determinan su latencia, germinación y viabilidad [24]. Además de la influencia de otros factores que ocasionan también mortalidad de semillas, tales como predación, ataque de patógenos e inclusive de la profundidad a la cual se entierran las semillas, las características fisicoquímicas de los suelos podrían afectar también la fisiología de las semillas y causar pérdidas [25], [26]. La cuantificación de las pérdidas y también de las ganancias de semillas (producto de la lluvia de semillas) en el banco de semillas enterrado, conforman los términos de la ecuación que balancean la composición, densidad y diversidad del depósito en un sitio determinado [27], [28].

Los cambios ecológicos debido a la expansión urbana se pueden relacionar directamente con cambios en la composición y diversidad del banco de semillas germinable en el suelo [29]. Los bancos de semilla en áreas de pastizal tenderían a ser más fuertemente afectados que los bancos en áreas de bosque secundario fragmentado, con una mayor disminución en los niveles de diversidad de especies [30]. La degradación de las condiciones ambientales en áreas de pastizal tendería a ser favorable para especies secundarias e invasoras [31].

Hasta la fecha, el impacto de la expansión urbana sobre la estructura y dinámica del banco de semillas germinable en suelos ha sido pobremente examinado [32] y muy pocos estudios ha evaluado su efecto en áreas de piedemonte de los llanos orientales de Colombia [33], [34]. Por los motivos mencionados es importante conocer la relación que existe entre el banco de semillas y las características de homogeneidad / heterogeneidad de la matriz paisajística a escala de parcela, para entender los cambios en la composición, abundancia y diversidad del banco de semillas en suelo con respecto a la perturbación, la sucesión y las acciones de restauración a desarrollar [33].

La intención del presente estudio es la de evaluar el efecto del tipo de vegetación predominante (pastizal y bosque secundario fragmentado) sobre la densidad, diversidad y composición florística de plántulas emergentes a partir del banco de semillas de áreas urbanas fragmentadas de piedemonte llanero. Se plantea la hipótesis que los cambios en el banco de semillas son dependientes del tipo de vegetación predominante dado su mayor efecto sobre la diversidad del banco a medida que disminuye el grado de cobertura de la vegetación. Una menor cobertura vegetal en áreas de influencia urbana implica una menor humedad, mayores niveles de luminosidad, mayor compactación del suelo, y una menor distancia de dispersión a partir de la matriz de intervención dominante, que favorecería a especies herbáceas pioneras e incrementaría la probabilidad de invasión por especies no forestales.

En un contexto de expansión urbana creciente, el conocimiento del papel del banco de semillas en la regeneración natural de áreas de piedemonte llanero, es fundamental no solo para evaluar la vulnerabilidad de estas áreas, sino también para el apoyo de estrategias para la restauración, conservación y mantenimiento de la biodiversidad [35], [36], [37], [38]. Este estudio particular, asociado en un contexto regional con el empleo de herramientas de geomática que relacionen los cambios de cobertura con el mantenimiento de la estructura ecológica principal de un territorio [39], constituiría una pieza de apoyo importante para la planificación de áreas de conservación en el piedemonte llanero.

## 2. Metodología

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio forma parte del cinturón verde del municipio de Villavicencio dentro del bioma de bosque húmedo subandino [4] y se localiza en el campus Loma Linda de la Universidad Santo Tomás, (4°06'38.83"N; 73°39'26.41"O), vertiente oriental de la cordillera oriental, a una altura de 467 msnm sobre la margen derecha de la vía que conduce de Villavicencio al municipio de Acacias, Meta (Figura 1).



Figura 1. Mapa de coberturas vegetales del Campus Loma Linda de la Universidad Santo Tomás, Villavicencio, Meta, Colombia.

El promedio de lluvia anual es de 4383 [mm/año]; presenta una temporada seca, que se extiende desde diciembre a marzo y una temporada de lluvias de abril a noviembre [40]. Los suelos se caracterizan por presentar un relieve ligero a moderadamente escarpado, con pendientes 25- 75%, drenaje natural bueno a excesivo, pedregosidad en el perfil y en superficie, pobres en nutrientes, reacción fuerte a extremadamente acida y texturas moderadamente gruesas a finas [40].

El área de estudio incluye dos sitios experimentales consistentes en áreas fragmentadas de bosque secundario discontinuo separados por una vía, con una extensión total de 8 Ha; estas áreas están bordeadas por pastizales enmalezados con una extensión total de 2 Ha

constituidos por árboles aislados y predominancia de pastos como *Andropogon bicornis*, *Axonopus micay*, y *Cyperus sp.* La regeneración de la vegetación está dominada por *Enterolobium schomburkii*, y *Cecropia spp* en una sucesión de 25 – 30 años; con un sotobosque abierto y en ciertos lugares denso; algunas zonas presentan una sucesión vegetal temprana donde predomina *Vismia sp*, mientras que en otras zonas esta cobertura tiene características de bosque secundario maduro debido a su gran porte; esta área presenta una pendiente con una inclinación mayor a 45 grados [4].

### 2.2 Muestreo y monitoreo del banco de semillas

Se realizó un pre-muestreo para determinar el tamaño más adecuado de la muestra del banco de semillas a coleccionar, mediante la curva de acumulación de especies [41]. En cada uno de los sitios de estudio (tratamientos) se delimitaron parcelas de 20 x 20 m de lado, dentro de las cuales se trazaron de manera aleatoria transectos de 20 m de longitud para la recolección de las muestras de suelo. Cada tratamiento tuvo tres réplicas, totalizando 12 sitios de recolección de muestras de suelo (transectos).

Cada 5 m a lo largo de los transectos, se trazó una cuadrícula de 23 x 24 cm para la recolección de las muestras de suelo, tomándose 15 unidades muestrales por sitio y 30 por tipo de vegetación. En cada transecto se coleccionaron 10 submuestras del banco de semillas del suelo (10 cm y 5 cm de profundidad), las cuales fueron recolectadas manualmente, previa remoción de la capa superficial conformada por hojarasca, piedras y material vegetal. Las muestras fueron depositadas en una bandeja plástica, de la cual se recolectó un volumen de 2100 cm<sup>3</sup> de acuerdo con los resultados de la curva de acumulación de especies; dicho volumen fue rotulado y depositado en bolsas de cierre hermético.

Las muestras de suelo fueron recolectadas durante la estación lluviosa e inmediatamente transportadas y puestas a germinar en un invernadero de 36 m<sup>2</sup>, donde estuvieron expuestas a luz natural bajo una cubierta plástica; se dispuso un velo lateral también plástico en los sitios de ventilación para evitar la contaminación por semillas dispersadas provenientes de áreas vecinas. Cada una de las muestras fue mezclada con un sustrato de arena de río previamente esterilizada con agua hirviendo, formando una capa de 1 cm de grosor para facilitar la germinación de las semillas [15]. Para la prueba de germinación, la mezcla de sustrato y suelo se dispuso en canastillas plásticas rectangulares de 20 x 30 x 7 cm con el fondo perforado para el drenaje del agua. Se dispuso de 5 canastillas control ubicadas aleatoriamente dentro del vivero, con una mezcla de sustrato y vermicompuesto (3:1) para el monitoreo de la posible ocurrencia de contaminación externa; sin embargo, no se registró ningún caso de germinación. Las muestras fueron monitoreadas diariamente por un periodo de cuatro (4) meses, hasta que no se registraron nuevas germinaciones. En total se analizaron 120 muestras de suelo, 60 de cada una de las dos profundidades seleccionadas.

Para la estimación de la densidad del banco de semillas y la identificación taxonómica de las especies se utilizó la técnica de emergencia de plántulas [42]. La determinación taxonómica fue realizada con la colaboración del dendrólogo Francisco Castro, experto en plantas de la Orinoquía y Amazonía colombiana. En cada uno de los sitios seleccionados, se determinó el número de morfoespecies, especies, géneros y familias, junto con la identificación del hábito de crecimiento (árbol, arbusto, hierba, liana y sufrutices) y forma de dispersión (autocoria, anemocoria, hidrocoria, y zoocoria-ornitocoria).

### 2.3 Análisis de datos

Para la comparación de la abundancia promedio de plántulas emergentes entre los tratamientos, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, seguido del test de Mann – Whitney para las diferencias entre los tratamientos. La diversidad alfa del banco de semillas fue estimada utilizando los índices de riqueza (Menhinick (Dmn), Margalef (Dmg)), equidad (Shannon J') y diversidad (Simpson, Shannon – Wiener (H'), N° 0 de Hill, Chao 1); también se construyeron curvas de rango abundancia para realizar comparaciones de la distribución de morfoespecies del banco de semillas entre los tratamientos. La diversidad beta del banco de semillas se calculó a través del índice de Similitud/Disimilitud de Bray-Curtis utilizando la técnica multivariada de clasificación o análisis clúster.

Se utilizó la técnica multivariada de escalamiento multidimensional no-métrico –NMDS, para analizar la variación de la composición de especies del banco de semillas entre los tipos de vegetación estudiados. La ordenación se fundamentó en el uso de la matriz de Bray-Curtis, luego de una estandarización de los datos de abundancia. En los análisis estadísticos se utilizó el programa estadístico Past vers. 3.16 [43].

### 3. Resultados

Considerando todos los transectos y después de 120 días de monitoreo en invernadero, emergieron un total de 4.057 plántulas de las muestras de suelo. En total, se registraron 16 familias agrupadas en 26 géneros y 34 especies en el banco de semillas en suelo. En cuanto a formas de vida predominantes, el banco de semillas estuvo dominado por plantas herbáceas (61.8%); el resto fueron árboles (17.6%), sufrutices (8.8%), arbustos (5.9%) y lianas (5.9%).

La riqueza de especies del banco de semillas en suelo no presentó diferencias significativas ( $k_w = 1.275$ , d.f. = 1,  $p = 0.2588$ ) entre los dos tipos de vegetación estudiados, siendo ligeramente mayor en el tipo de vegetación de bosque con 1769 individuos distribuidos en 28 especies correspondientes a 16 familias y 23 géneros; en el tipo de vegetación de pastizal se registraron 2288 individuos distribuidos en 21 especies agrupadas en 10 familias y 15 géneros (Figura 2). Lo anterior se ve reflejado en el índice de Menhinick (Dmn), que dio como resultado una menor riqueza de especies (Dmn = 0.43) para el tipo de vegetación de pastizal; por

el contrario, el banco de semillas germinable del bosque presentó la mayor riqueza (Dmn = 0.66), aunque la abundancia total fue menor.

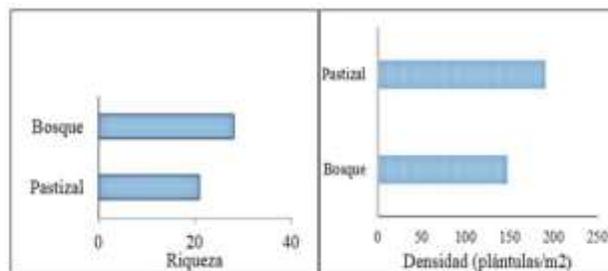


Figura 2. Riqueza y densidad del banco de semillas germinable en los tipos de vegetación de pastizal y bosque secundario fragmentado.

La densidad de plántulas se incrementó ligeramente con la intensidad de la degradación del bosque, siendo mayor en el pastizal con 190.7 semillas/m<sup>2</sup>, en comparación al bosque secundario fragmentado con 147.42 semillas/m<sup>2</sup>. Las especies con mayor densidad de plántulas fueron: *Lindernia crustacea*, *Hedyotis corymbosa*, *Aciotis indecora*, y *Enterolobium schomburgkii* con 82.21, 11.83, 9.92 y 9.33 plántulas/m<sup>2</sup> respectivamente.

Según el índice de heterogeneidad de Shannon-Wiener (H'), el banco de semillas germinable del área de pastizal fue 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 ( $k_w = 0.8836$ , d.f. = 1,  $p = 0.3472$ ) a las del tipo de vegetación del bosque. Así, el banco de semillas germinable del tipo de vegetación de pastizal fue el más diverso, como resultado de la dominancia de las especies *Lindernia crustacea*, *Hedyotis corimbosa*, *Borreria capitata*, *Aciotis indecora* y *Phyllanthus urinaria* que representaron en conjunto el 42% de la abundancia total.

El número de familias disminuyó a medida que se incrementó la intensidad de la degradación, con un menor número en las áreas de pastizal (Bosque secundario fragmentado: 16 familias; pastizal: 10 familias). *Lindernia crustacea* fue la especie más abundante en los tipos de vegetación de pastizal y bosque secundario fragmentado (47.9% y 52.1% respectivamente), mientras que *Enterolobium schomburgkii*, *Aciotis indecora*, *Phyllanthus fraternis* y *Aciotis purpurascens* fueron las especies con mayor abundancia en las áreas de bosque secundario fragmentado (15.5%, 6.5%, 3.9% y 2.9% respectivamente) (Figura 3). En contraste, las especies *Hedyotis corimbosa*, *Borreria capitata*, *Aciotis indecora* y *Phyllanthus urinaria* fueron las especies más abundantes en las áreas de pastizal (17.4%, 9.8%, 8.8% y 6.0% respectivamente) (Figura 3).

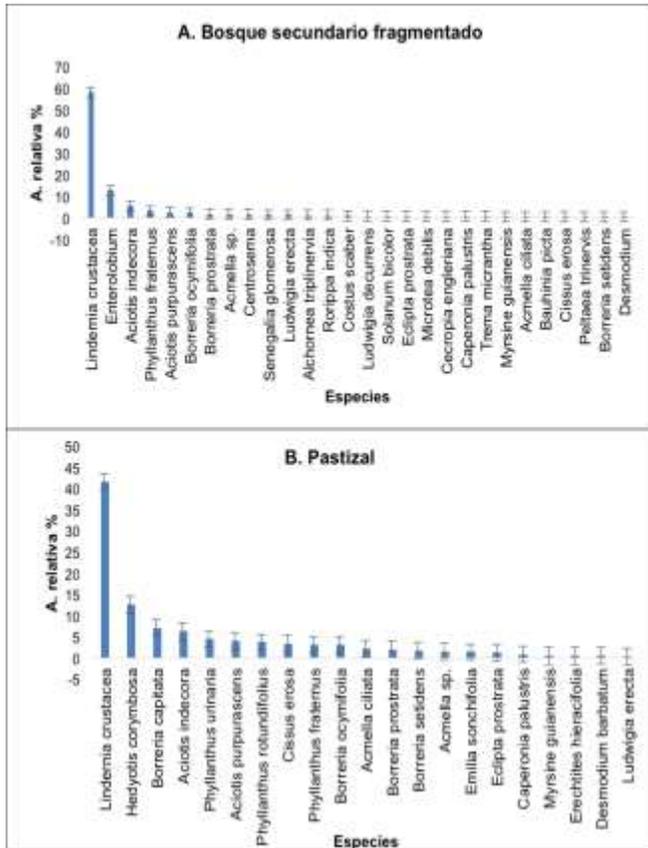


Figura 3. Abundancia relativa de especies en porcentaje (media ± error típico) en el banco de semillas germinable de los tipos de vegetación: A. bosque secundario fragmentado; B. pastizal).

Asteraceae, Rubiaceae y Leguminosae fueron las familias con mayor riqueza, correspondiendo al 44.1% del total de las morfoespecies identificadas; estas tres (3) familias representaron el 28.1% de la abundancia total. De otra parte, Linderniaceae fue la familia más abundante correspondiendo al 48.6% del total de las plántulas identificadas; la abundancia de Linderniaceae disminuyó con el grado de intervención antrópica, pasando de 1027 individuos en bosque secundario fragmentado a 946 individuos en áreas de pastizal. Las curvas pronunciadas de abundancia relativa, tanto en bosque secundario fragmentado como en pastizal, indican la dominancia de la familia Linderniaceae en el banco de semillas en suelo, correspondiendo al 58.1% de la abundancia total en bosque secundario y al 41.3% de la abundancia total en áreas de pastizal (Figura 4).

Linderniaceae es una familia de plantas herbáceas de amplia distribución que ocupa fácilmente hábitats transformados; su alta presencia en áreas de bosque secundario fragmentado en este estudio refleja el alto grado de intervención del mismo y su antiguo uso como pastizales. Además de Asteraceae, Rubiaceae y Leguminosae con 5 especies cada una, otras familias representativas del banco de semillas fueron Melastomataceae y Phyllanthaceae con 3 especies cada una.

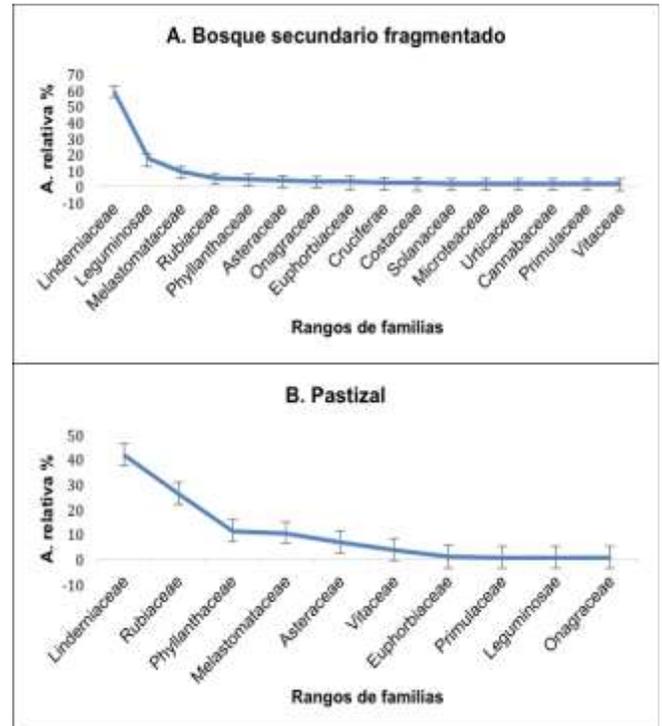


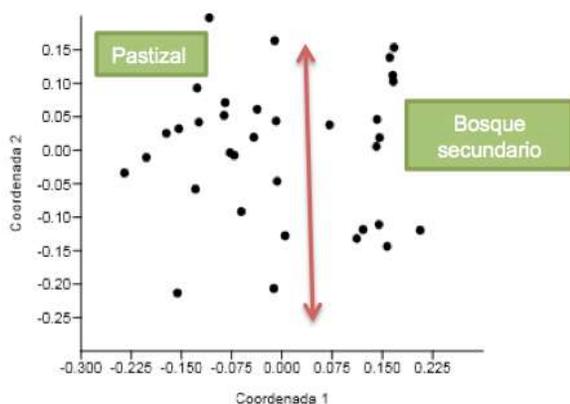
Figura 4. Curvas rango abundancia (Media ± error típico) de las familias de plantas representadas en el banco de semillas en suelo. A: Bosque secundario fragmentado, B: Pastizal.

La ordenación NMDS en dos dimensiones capturó el 78% de la varianza de las distancias Bray-Curtis entre los transectos de estudio y mostró que la composición del banco de semillas en suelo difiere entre los tipos de vegetación examinados (Figura 5). La ordenación directa de los transectos a lo largo del gradiente de vegetación ilustra los cambios en la composición florística, desde la izquierda (pastizal – mayor intervención) hasta la derecha (bosque secundario fragmentado – menor intervención).

El pastizal está compuesto en su mayoría por hierbas, con mayor abundancia de individuos en las familias Linderniaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, Asteraceae, Phyllanthaceae, y Vitaceae, con el reporte de una sola especie de árbol perteneciente a la familia Primulaceae (*Myrsine guianensis*).

Estas familias conforman un ensamblaje diversificado de especies pioneras y de especies indicadoras de ambientes degradados que crecen bien en medios urbanos, tales como *Erechtites hieracifolius*, *Emilia sonchifolia* (L), *Hedyotis corymbosa* (L) y *Borreria capitata* (Ruiz & Pav.) (Tabla 1). El bosque secundario transformado también está compuesto por hierbas (la más dominante Linderniaceae con la especie *Lindernia crustacea*), aunque con un menor ensamble de especies pioneras, y con el reporte de algunas especies de arbustos (*Trema micrantha* - Cannabaceae, *Solanum bicolor* – Solanaceae, entre otros), y árboles

(*Enterolobium schomburgkii* - Leguminosae, y *Cecropia engleriana* – Urticaceae, entre otros) (Tabla 1).



**Figura 5. Ordenación NMDS de la composición de especies del banco de semillas en suelo de áreas de bosque secundario fragmentado y pastizal.**

**Tabla 1. Especie, familia, tipo de hábito y forma de dispersión de las especies germinadas en el banco de semillas en suelo en los tipos de vegetación de pastizal y bosque secundario fragmentado.**

Especie	Familia	Tipo de hábito	Forma de dispersión
1. <i>Caperonia palustris</i>	Euphorbiaceae	Hierba	Autocoría
2. <i>Acmella</i> sp.	Asteraceae	Hierba	Anemocoría
3. <i>Acmella ciliata</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoría
4. <i>Borreria prostrata</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria
5. <i>Myrsine guianensis</i>	Primulaceae	Árbol	Ornitocoría
6. <i>Phyllanthus fraternus</i>	Phyllanthaceae	Hierba	Autocoría
7. <i>Erechtites hieracifolius</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoría
8. <i>Ludwigia erecta</i>	Onagraceae	Hierba	Autocoría
9. <i>Borreria ocymifolia</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria
10. <i>Borreria capitata</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria
11. <i>Lindernia crustacea</i>	Linderniaceae	Hierba	Hidrocoria
12. <i>Emilia sonchifolia</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoría
13. <i>Hedyotis corymbosa</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria
14. <i>Cissus erosa</i>	Vitaceae	Liana	Ornitocoría
15. <i>Borreria setidens</i>	Rubiaceae	Hierba	Hidrocoria
16. <i>Ludwigia decurrens</i>	Onagraceae	Sufrúctice	Hidrocoria
17. <i>Phyllanthus urinaria</i>	Phyllanthaceae	Hierba	Autocoría
18. <i>Solanum bicolor</i>	Solanaceae	Arbusto	Ornitocoría
19. <i>Desmodium barbatum</i>	Leguminosae	Sufrúctice	Zoocoría
20. <i>Aciotis indecora</i>	Melastomataceae	Hierba	Hidrocoria
21. <i>Enterolobium schomburgkii</i>	Leguminosae	Árbol	Zoocoría
22. <i>Senegalia glomerosa</i>	Leguminosae	Árbol	Anemocoría
23. <i>Cecropia engleriana</i>	Urticaceae	Árbol	Zoocoría
24. <i>Bauhinia picta</i>	Leguminosae	Árbol	Autocoría
25. <i>Aciotis purpurascens</i>	Melastomataceae	Hierba	Hidrocoria
26. <i>Rorippa indica</i>	Cruciferae	Hierba	Autocoría
27. <i>Centrosema brasilianum</i>	Leguminosae	Liana	Autocoría
28. <i>Phyllanthus rotundifolius</i>	Phyllanthaceae	Hierba	Autocoría
29. <i>Peltaea trinervis</i>	Melastomataceae	Sufrúctice	Hidrocoria
30. <i>Costus scaber</i>	Costaceae	Hierba	Ornitocoría
31. <i>Alchornea triplinervia</i>	Euphorbiaceae	Árbol	Ornitocoría
32. <i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Arbusto	Ornitocoría
33. <i>Eclipta prostrata</i>	Asteraceae	Hierba	Anemocoría
34. <i>Microtea debilis</i>	Microteaceae	Hierba	Hidrocoria

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 1). Las especies comunes en los dos biotopos comparados con bajas abundancias fueron *Ludwigia erecta* (hierba) y *Desmodium barbatum* (sufrutice).

Del total, solo 6 morfoespecies de las plántulas germinadas corresponden solo al 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 morfoespecies de las plántulas germinadas corresponden exclusivamente al tipo de vegetación de bosque, siendo *Enterolobium schomburgkii* (árbol) de la familia Leguminosae, la especie que registró mayores abundancias; el resto de morfoespecies exclusivas de este biotopo (*Ludwigia decurrens* (sufrúctice), *Solanum bicolor* (arbusto), *Senegalia glomerosa* (árbol), *Cecropia engleriana* (árbol), *Bauhinia picta* (árbol), *Rorippa indica* (hierba), *Centrosema brasilianum* (liana), *Peltaea trinervis* (sufrúctice), *Costus scaber* (hierba), *Alchornea triplinervia* (árbol), *Trema micrantha* (arbusto), y *Microtea debilis* (hierba)), presentaron abundancias bajas.

La composición del banco de semillas para muestras de suelo extraídas a dos profundidades (0 – 5 cm, y 5 – 10 cm), sin importar el gradiente de vegetación, 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 banco de semillas 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 2918 individuos, distribuidos en las 34 morfoespecies (71.92%), en el caso de la segunda profundidad (5-10 cm), la abundancia disminuyó considerablemente, registrando 1139 individuos agrupados en 27 especies. (21.08%).

La comunidad de plántulas emergentes del banco de semillas en suelo de mayor riqueza específica fue la de bosque secundario fragmentado en comparación con las áreas de pastizal (Tabla 2).

El 44.1% de las plántulas germinadas fueron comunes a los dos tipos de vegetación (pastizal y bosque) y no se presentaron diferencias significativas entre sus abundancias ( $kw = 3.184$ , d.f. = 1,  $p = 0.07$ ); las especies comunes a los dos tipos de vegetación que

**Tabla 2. Registro de los índices de riqueza, equitatividad, diversidad y rareza de especies de acuerdo con los dos grupos del ordenamiento de la Figura 6**

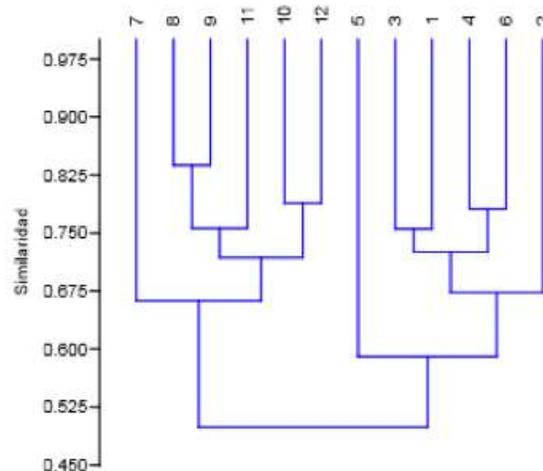
INDICES DE DIVERSIDAD ALFA	PASTIZAL	BOSQUE SECUNDARIO FRAGMENTADO
Taxa_S	21	28
Individuos	2288	1769
Dominancia_D	0,2046	0,3595
Simpson_ 1-D	0,7954	0,6405
Shannon_H	2,204	1,787
Equidad_e^H/S	0,4315	0,2132
Brillouin	2,18	1,752
Menhinick	0,439	0,6657
Margalef	2,586	3,611
Equidad_J	0,724	0,5361
Fisher_alpha	3,194	4,723
Berger-Parker	0,4135	0,5806
Chao-I	21	28

El índice de diversidad de Fisher fue mayor en áreas de bosque secundario en comparación con áreas de pastizal, pero estas diferencias no fueron significativas ( $k-w = 0.641$ , d.f. = 1,  $p = 0.4233$ ). El índice de Simpson (1 - D) enfocado en la dominancia, presentó valores superiores en áreas de pastizal en comparación con las áreas de bosque secundario, producto de una distribución más equitativa de las abundancias de las especies registradas en pastizales, lo cual también se ve reflejado en el mayor valor del índice de equidad J de Shannon en estos sitios. Adicionalmente, el índice de Shannon - Wiener H también presentó un mayor valor en áreas de pastizal en comparación con las áreas de bosque secundario fragmentado (Tabla 2); la prueba no paramétrica de Kruskal - Wallis indicó que existen diferencias significativas en la diversidad H de la comunidad de plántulas emergentes provenientes de pastizal y de bosque secundario fragmentado ( $k-w = 5.026$ , d.f. = 1,  $p = 0.0249$ ). La similitud en la composición de la comunidad de plántulas provenientes del banco de semillas en suelo varió en un 51.2% (Figura 7), con un alto porcentaje de especies compartidas (44.1%).

De acuerdo con el análisis de agrupamiento (clúster) de la Figura 7, se diferencian 2 grupos de los cuales los transectos Nos. 1, 2, 3, 4, 5, 6 corresponden a muestreos del banco de semillas en áreas de pastizal; el Grupo restante está compuesto por los transectos Nos. 7, 8, 9, 10, 11, y 12, correspondiente a muestreos en áreas de bosque.

La disimilitud (48,77%) encontrada entre los grupos diferenciados, se atribuye a la presencia de especies exclusivas en cada cobertura de estudio. En el área de pastizal se reportan 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*, *Bauhinia picta*, *Rorippa indica*, *Centrosema brasilianum*, *Peltaea*

*trinervis*, *Costus scaber*, *Alchornea triplinervia*, *Trema micrantha*, y *Microtea debilis*



**Figura 7. Dendrograma de análisis de similitud (Bray-Curtis, Paired Group UPGMA) de la comunidad de plántulas emergentes provenientes del banco de semillas en suelo en la totalidad de transectos de estudio.**

## 4. Discusión

### 4.1 Composición, estructura y diversidad del banco de semillas germinables

De acuerdo a los resultados de este estudio, la composición, estructura y diversidad del banco de semillas germinable es un reflejo de las condiciones de disturbio del área, tal como ha sido manifestado por diferentes autores [44], [45]. 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 ha generado que el banco de semillas de las áreas de bosque secundario remanentes presente baja densidad de semillas y riqueza de especies y 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 1248 semillas/m<sup>2</sup> y 3954 semillas/m<sup>2</sup> y una riqueza entre 16 y 54 especies [46], [47], en contraste con los datos encontrados en este estudio que reportan densidades de 147 semillas/m<sup>2</sup> y 190 semillas/m<sup>2</sup>, y una riqueza entre 21 y 28 especies. De manera muy similar a lo registrado 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 registra 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 con la teoría, la densidad y la riqueza del banco de semillas en suelo varían de manera inversamente proporcional al grado de alteración del área; esto es, a medida que la alteración sea mayor, la densidad y diversidad del banco de semillas disminuyen. En este estudio, los resultados obtenidos no 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 abundancia de los dos tipos de cobertura comparados en este estudio ( $k_w = 1.275$ , d.f. = 1,  $p = 0.2588$ ); sin embargo, la riqueza de especies fue levemente menor en el pastizal ( $D_{mn} = 0.44$ ) en comparación con el bosque secundario ( $D_{mn} = 0.66$ ), al contrario de lo que ocurrió con la diversidad de Shannon que fue significativamente mayor en el pastizal ( $H' = 2.2$ ) en comparación con el bosque secundario ( $H' = 1.8$ ). Tales diferencias son debidas a las mayores abundancias en las áreas de pastizal en comparación con las áreas de bosque. Estas diferencias serían producto de variaciones 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 hidrocora), en este estudio se reportan diferencias, no 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 hidrocora) 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 reflejo de las 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*, mientras que la dominante en áreas de pastizal es la hidrocoria en especies como *Hedyotis corimbosa*, *Borreria capitata* y *Aciotis indecora*.

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 autócoras de tipo herbáceo, presentes tanto en las áreas de pastizal como en las de bosque secundario. Lo anterior se sustenta en la composición del banco de semillas conformado por un 61.8% de especies de tipo herbáceo en los dos tipos de vegetación estudiados, 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; además su facilidad de establecimiento y su forma de dispersión anemócora, puede incrementar la posibilidad de que las semillas colonicen nuevas áreas y formen rápidamente sus bancos [48], [49]. Este análisis permite establecer que el banco de semillas 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 banco de semillas 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 banco de semillas de cada uno de los dos tipos de vegetación en este estudio; en áreas de pastizal el 100% son hierbas con tipo de dispersión anemocoria, hidrocoria y autocoria con 33.33% cada una; en el caso del bosque se encuentran árboles (38.46%), hierbas (23.07%), arbustos y sufrutices (15.38% c/u), lianas (7.69%), las cuales cuentan con diferentes tipos de dispersión, a saber, ornitocoria (30.76%), autocoria e hidrocoria (23.07%), zoocoria (15.38%) y anemocoria (7.69%). Aun cuando en este estudio no se realizó una valoración del aporte de lluvias de semillas al banco de semillas, la presencia de especies exclusivas en el banco de semillas de cada tipo de vegetación podría indicar que algunas semillas que ingresan al pastizal proveniente de los fragmentos de bosque secundario (por ejemplo, semillas anemócoras), podrían no expresarse en el banco de semillas del pastizal.

#### 4.2 Implicaciones para la restauración ecológica

El banco de semillas de los dos tipos de vegetación estudiados puede considerarse como reducido y está constituido mayoritariamente (61.7%) por especies herbáceas, 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, generando que la entrada de semillas al suelo de especies arbóreas y arbustivas sea relativamente escasa. Se destaca la presencia de *Myrsine guianensis* como el único árbol reportado en el 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 [46], [47], en este estudio no se determinó su incidencia.

Diversos autores han establecido que cuando el banco de semillas está dominado por plantas herbáceas, estas pueden inhibir la germinación o crecimiento de especies arbóreas o arbustivas, dando como producto una baja recuperación y diversidad del bosque secundario [50], [51], [52], [53]. En este contexto el banco de semillas 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; 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.

Dado que muchas semillas que logran ser dispersadas dentro de los pastizales no logran formar un banco de semillas 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. *Solanum bicolor* (arbusto) y *Trema micrantha* (arbusto)). Estas especies arbustivas ayudarían a la conformación de núcleos de regeneración, ya que ayudarían a aumentar la dispersión y el banco de semillas, además de crear las condiciones para el establecimiento posterior de plántulas de especies secundarias (ej. *Enterolobium schomburgkii* (árbol), *Senegalia glomerosa* (árbol), *Cecropia engleriana* (árbol), y *Bauhinia picta* (árbol)).

## 5. Conclusiones

Aunque diferentes estudios han evaluado el efecto del tipo de vegetación sobre el banco de semillas en suelo principalmente en ecosistemas andinos y páramos [54], [55], [56], [57], ninguno ha evaluado específicamente su influencia en áreas urbanas del piedemonte llanero. En este estudio se reporta un cambio, no significativo estadísticamente, en la diversidad del banco de semillas enterradas entre fragmentos de pequeña extensión y los pastizales adyacentes del campus Loma Linda ( $kw = 0.152$ , d.f. = 1,  $p = 0.6959$ ). Los cambios en la cobertura conducen a una mayor densidad y diversidad de semillas en áreas de pastizal, y a un cambio en la composición del banco de semillas, que incluyen la presencia de plantas herbáceas y otras especies ruderales, no solo al interior del pastizal sino también al interior de los pequeños fragmentos de bosque secundario. Tal presencia de plantas herbáceas de sucesión temprana es de particular interés, ya que fácilmente podrían extenderse con el incremento de la

presión urbanística y ocasionar un retroceso en los procesos sucesionales. Por consiguiente, el enriquecimiento de los pequeños fragmentos de bosque secundario con especies de edades intermedias y/o avanzadas en el proceso de sucesión, sería clave para impedir la degradación completa de tales áreas. Adicionalmente, la conectividad de los pequeños fragmentos con fuentes semilleras provenientes de bosques vecinos, también sería una contribución para aumentar la resiliencia de las áreas de piedemonte. La declaratoria de unidades de conservación-restauración en la zona urbana de piedemonte del municipio de Villavicencio y el establecimiento de tamaños mínimos de área, a partir de los cuales el proceso de regeneración natural sea suficiente, son aspectos de vital importancia para el mantenimiento del cinturón verde del municipio.

## 6. Agradecimientos

La realización de este proyecto fue financiada por la V Convocatoria Interna de la Universidad Santo Tomás Sede Villavicencio.

## Referencias

- [1] Consejo Regional de Planificación Económica y Social de la Orinoquia, "Orinoquia hacia el Siglo XXI: plan de desarrollo regional, 1994-2004." 1997.
- [2] CORMACARENA, "Plan de Gestión Ambiental Regional -2010-2019." 2010.
- [3] CORMACARENA, "Formulación del ajuste al Plan de Manejo RFP de 'Buenavista.'" 2013.
- [4] CORMACARENA, "Plan de Manejo de la Universidad Santo Tomás, sede Loma Linda." 2017.
- [5] J. P. Latorre, O. Rodríguez, L. P. Corredor, and D. A. Arias, "Condición de las unidades ecobiogeográficas continentales y sistema nacional de áreas protegidas en Colombia." Parques Nacionales Naturales de Colombia, Bogotá, Colombia, 2014.
- [6] Alcaldía de Villavicencio, "POT 2000," no. 353. pp. 1-228, 2000.
- [7] Alcaldía de Villavicencio, "POT 2015." Plan de Ordenamiento Territorial, 2015.
- [8] J. W. Dalling and J. S. Denslow, "Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama," *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, no. 5, Wiley, pp. 669-678, 1998.
- [9] J. Benitez-Malvido, "Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest," *Conserv. Biol.*, vol. 12, no. 2, pp. 380-389, 1998.
- [10] E. Andresen, "Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration," *Ecography (Cop.)*, vol. 26, no. 1, pp. 87-97, 2003.
- [11] A. Diaz-Martin, "Variación espacio temporal de la lluvia de semillas es pastizales de un ecosistema alto andino (reserva forestal municipal de Cogua, Cundinamarca)." 2004.
- [12] P. Torrijo, "Sucesión temprana en potreros abandonados, bancos de semillas y efectos de remoción," in *Estrategias para la restauración ecológica del Bosque Altoandino: El caso de la reserva Forestal de Coagua, Cundinamarca. O. Vargas, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, G. de R. Ecológica*, Ed. 2007, pp. 100-118.
- [13] K. Valenta, T. S. Steffens, R. R. Rafaliarison, C. A. Chapman, and S. M. Lehman, "Seed banks in savanna, forest fragments, and continuous forest edges differ in a tropical dry forest in

- Madagascar," *Biotropica*, vol. 47, no. 4, pp. 435–440, 2015.
- [14] C. Alvarez-Aquino, G. Williams-Linera, and A. C. Newton, "Disturbance effects on the seed bank of Mexican cloud forest fragments," *Biotropica*, vol. 37, no. 3, pp. 337–342, 2005.
- [15] A. Cardona, "Potencial de regeneración del banco de semillas germinables de un bosque subandino: implicaciones para la restauración ecológica (Reserva Biológica Cachalú-Santander, Colombia)." Universidad Francisco Jose Caldas, Bogota, Colombia, pp. 430–443, 2004.
- [16] W. F. Laurance *et al.*, "Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees," *Ecology*, vol. 87, no. 2, pp. 469–482, 2006.
- [17] C. Cardenas, C. Posada, and O. Vargas, "Banco de semillas germinable de una comunidad vegetal de paramo humedo sometida a quema y pastoreo (PNN Chingaza, Colombia)," *Ecotropicos*, vol. 15, no.1, pp. 51–60, 2002.
- [18] A. M. R. López, N. B. Macías, and H. E. B. Gutiérrez, "Banco de semillas en áreas disturbadas de bosque subandino en San Bernardo (Cundinamarca, Colombia)," *Colomb. For.*, vol. 19, no. 2, pp. 181–194, 2016.
- [19] A. Cubiña and T. M. Aide, "The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture," *Biotropica*, vol. 33, no. 2, pp. 260–267, 2001.
- [20] J. M. Cramer, R. C. G. Mesquita, and G. B. Williamson, "Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees," *Biol. Conserv.*, vol. 137, no. 3, pp. 415–423, 2007.
- [21] M. S. Acosta and O. Vargas, "Efecto de borde sobre el banco de semillas germinables en un fragmento de bosque altoandino, Reserva Forestal municipal de Cogua (Cundinamarca, Colombia)." Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Bogota, Colombia, pp. 128–129, 2004.
- [22] J. M. Dupuy and R. L. Chazdon, *Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica*. 1998.
- [23] M. Calderon, C. Muñera, and J. Ramos, "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 Cienc.*, vol. 6 (1), no. 1, pp. 60–64, 2015.
- [24] P. Velasco-Linares and O. Vargas, "La dispersion por aves y la restauracion de los ecosistemas altoandinos." Guía metodológica para la restauracion ecológica del bosque altoandino. O. Vargas, Universidad Nacional de Colombia, pp. 217–228, 2008.
- [25] J. Baskin and C. Baskin, "Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology.," in *Ecology of soil seed banks*. Leck, M. A., Parker V. T., Simpson R. L., Academic Press, San Diego, California, pp. 53–65, 1989.
- [26] J. W. Dalling, M. D. Swaine, and N. C. Garwood, "Effect of Soil Depth on Seedling Emergence in Tropical Soil Seed-Bank Investigations," *Funct. Ecol.*, vol. 9, no. 1, pp. 119–121, 1995.
- [27] J. Dalling, "Ecología de semillas," in *Ecología y Conservación de bosques neotropicales*, pp. 345–375, 2002.
- [28] J. W. Dalling, M. D. Swaine, and N. C. Garwood, "Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest," *Ecology*, vol. 79, no. 2, pp. 564–578, 1998.
- [29] M. Fenner and K. Thompson, "The functional ecology of soil seed banks," in *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, London: CA., Cambridge University Press, pp. 215–235, 2000.
- [30] A. M. Martins and V. L. Engel, "Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil," *Ecol. Eng.*, vol. 31, no. 3, pp. 165–174, 2007.
- [31] P. M. Miller, "Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico," *J. Trop. Ecol.*, vol. 15, no. 2, pp. 179–188, 1999.
- [32] A. Scariot, "Weedy and secondary palm species in central Amazonian forest fragments," *Acta Bot. bras.*, vol. 15, no. 2, pp. 271–280, 2001.
- [33] J. I. Barrera-Cataño and C. Valdés-López, "Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia," *Univ. Sci.*, vol. 12, pp. 11–24, 2007.
- [34] P. Torrijos, D. Prieto, and E. Suarez, "Evaluacion del potencial natural de restauracion en sabanas y bosque de piedemonte en Casanare," in *Restauracion ecologica en la practica: Congreso Colombiano de Restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*, O. Vargas, Ed. Bogota: Universidad Nacional de Colombia, pp. 346–358, 2011.
- [35] H. E. M. Nascimento, A. C. S. Andrade, J. L. C. Camargo, W. F. Laurance, S. G. Laurance, and J. E. L. Ribeiro, "Efectos de la matriz circundante sobre el reclutamiento de árboles en fragmentos de bosque amazónicos," *Conserv. Biol.*, vol. 20, no. 3, pp. 853–860, 2006.
- [36] J. dos-Santos, "Interdependencia entre la restauración ecológica y la conservación natural," *Ing. USBMed*, vol. 2, no. 1, pp. 24–28, 2011.
- [37] H. M. S. P. Madawala, S. K. Ekanayake, and G. A. D. Perera, "Diversity, composition and richness of soil seed banks in different forest communities at Dotalugala Man and Biosphere Reserve, Sri Lanka," *Ceylon J. Sci.*, vol. 45, no. 1, pp. 43–55, 2016.
- [38] G. Williams-Linera, M. Bonilla-Moheno, and F. López-Barrera, "Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass," *New For.*, vol. 47, no. 3, pp. 481–496, 2016.
- [39] J.C. Valdés, C.A. Castro, H. Pérez, and J.F. Escobar, "Procesos de geoprocesamiento en la espacialización de servicios ecosistémicos en áreas de interés local, caso de estudio: cuenca La Presidenta," *Ingenierías USBMed*, vol. 8, no. 1, pp. 19–28, 2017.
- [40] IDEAM, *Leyenda nacional de coberturas de la tierra Metodología CORINE Land Cover Adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. 2010.
- [41] A. Jiménez-Valverde and J. Hortal, "Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos," *Rev. Ibérica Aracnol.*, vol. 8, pp. 151–161, 2003.
- [42] M. A. Leck, V. T. Parker, and R. L. Simpson, "Seed bank: general concepts and methodological issues," in *Ecology of soil seed banks.*, San Diego, California: Academic Press, pp. 3–8, 1989.
- [43] Ø. Hammer, D. A. T. Harper, and P. D. Ryan, "PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis," *Palaeontol. Electron.*, vol. 4(1), no. 1, pp. 1–9, 2001.
- [44] N. Garwood, "Tropical soil seed banks: a review," in *Ecology of soil seed banks*. Leck, M A Parker, V T Simpson, R L, Academic Press, San Diego, California: Academic Press, pp. 149–209, 1989.
- [45] M. Borda and O. Vargas, "Caractizacion del banco de semillas germinable de plantaciones de pinos (pinus patula) y claros en regeneracion natural (alrededores del embalse de Chisacá, Bogota-Localidad de Usme-Bosque altoandino)," in *Restauracion ecologica en la practica: Congreso Colombiano de Restauración Ecológica & II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*, Universidad Nacional de Colombia, pp. 456–473, 2011.
- [46] A. Cardona and O. Vargas, "El banco de semillas germinable de especies leñosas en dos bosques subandinos y su importancia para la restauración ecológica (Reserva biológica Cachalú- Santander, Colombia)," *Colomb. For.*, vol. 8, no. 17, pp. 60–74, 2004.
- [47] A. L. Montenegro, "Estrategias de dispersion y regeneracion por bancos de semillas en dos comunidades de bosque altoandino (embalse San Rafael, la Calera-Cundinamarca)," *Acta Biol. Colomb*, vol. 5 (1), pp. 78–79, 2000.
- [48] J. Enciso, P. García-Fayos, and A. Cerda, "Distribucion del banco de semillas en taludes de carretera," *Rev. Orsis*, vol. 1, pp. 103–113, 2000.
- [49] J. Tormo, E. Bochet, and P. García-Fayos, "Restauración y

- revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito,” *Rev. Cient. Y Tec. Ecol. En El Medio Ambient.*, vol. 2, pp. 79–90, 2009.
- [50] H. Zhang and L. M. Chu, “Changes in soil seed bank composition during early succession of rehabilitated quarries,” *Ecol. Eng.*, vol. 55, no. Supplement C, pp. 43–50, 2013.
- [51] J. Bedoya, J. Estévez, and G. Castaño, “Banco de semillas del suelo y su papel en la recuperación de los bosques tropicales,” *Boletín Científico. Cent. Museos. Mus. Hist. Nat.*, vol. 14, no. 2, p. 15, 2010.
- [52] T. Aide and J. Cavelier, “Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia,” *Restoration Ecology*, vol. 2, no. 4, pp. 219–229, 1994.
- [53] J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, and T. M. Aide, “Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico,” *Restor. Ecol.*, vol. 8, no. 4, pp. 350–360, 2000.
- [54] A. Cardona, “Propagacion de especies.” Guía metodológica para la restauracion ecológica del bosque altoandino. O. Vargas, Universidad Nacional de Colombia, pp. 88–90, 2007.
- [55] E. E. Santo-Silva, W. R. Almeida, M. Tabarelli, and C. A. Peres, “Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape,” *Plant Ecol.*, vol. 217, no. 9, pp. 1129–1140, 2016.
- [56] M. Acosta and O. Vargas, “Ampliacion de fragmentos de bosque altoandino,” in *Estrategias para la resturación ecologica del Bosque Altoandino: El caso de la reserva Forestal de Coagua, Cudinamarca. O. Vargas, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología*, vol. 5, no. 3, Universidad Nacional de Colombia, pp. 266–281.2007.
- [57] T. R. Sousa, F. R. C. Costa, T. V Bentos, N. Leal-Filho, R. C. G. Mesquita, and I. O. Ribeiro, “The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia,” *For. Ecol. Manage.*, vol. 393, pp. 105–112, 2017.