

Identificación sucesional de la vegetación nativa residente en áreas disturbadas por ampliación de la frontera agrícola e identificación de Herramientas de Manejo del Paisaje en

Arauca

Jhon Manrique, Emerson Arenales.

Trabajo de Grado para Optar al Título de Ingenieros Forestales

Directora

Doris Duarte Hernández

Magister en manejo y conservación del bosque

Universidad Industrial de Santander

Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia IPRED

Programa de Ingeniería forestal

Bucaramanga

2026

Dedicatoria

Este trabajo de grado está dedicado, en primer lugar, a nuestras familias, por su apoyo incondicional, comprensión y acompañamiento permanente a lo largo de nuestro proceso de formación académica y profesional. Su confianza y respaldo fueron fundamentales para la culminación de este proyecto.

De igual manera, dedicamos este trabajo a nuestra directora de grado, por su orientación, compromiso y valiosos aportes académicos, los cuales contribuyeron de manera significativa al desarrollo y fortalecimiento de la presente investigación

Jhon Manrique, Emerson Arenales.

Agradecimientos

Los autores expresan su sincero agradecimiento, en primer lugar, a sus familias, por el apoyo constante, la comprensión y el acompañamiento brindado durante todo el proceso de formación académica y el desarrollo del presente trabajo de grado. Su respaldo fue fundamental para culminar satisfactoriamente esta etapa profesional.

De manera especial, se agradece a la Magíster Doris Duarte Hernández, directora de este trabajo de grado, por su orientación académica, acompañamiento permanente, disposición y valiosas observaciones, las cuales contribuyeron de forma significativa al rigor metodológico y al fortalecimiento conceptual de la investigación.

Asimismo, se extiende un agradecimiento a la Universidad Industrial de Santander (UIS), en particular al Programa de Ingeniería Forestal y al Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia (IPRED), por el apoyo institucional brindado, el préstamo de equipos, el acceso a recursos bibliográficos y el respaldo logístico necesario para la recolección de información, el procesamiento de datos y la elaboración de tablas e ilustraciones del presente documento.

Finalmente, se reconoce el apoyo de todas aquellas personas e instituciones que, de manera directa o indirecta, contribuyeron al desarrollo de esta investigación y al logro de los objetivos propuestos.

Tabla de Contenido

| | Pág. |
|---|-------------|
| Introducción..... | 14 |
| 1. Objetivos..... | 17 |
| 1.1 Objetivo General | 17 |
| 1.2 Objetivos Específicos | 17 |
| 2. Marco Teórico | 18 |
| 2.1 Sucesión ecológica | 18 |
| 2.2 Fenología | 19 |
| 2.3 Germoplasma..... | 20 |
| 3. Metodología | 21 |
| 3.1 Área de estudio | 21 |
| 3.2 Métodos | 22 |
| 3.2.1 <i>Diseño de muestreo</i> | 22 |
| 3.2.2 <i>Análisis de datos</i> | 24 |
| Cálculo de indicadores de estructura horizontal..... | 24 |
| 3.2.3 <i>Cálculo de indicadores de estructura vertical</i> | 25 |
| 3.3 Regeneración natural | 26 |
| 3.4 índice de posición sociológica de la regeneración natural | 26 |
| 3.5 valor fitosociológico por estrato | 26 |
| 3.6 Índice de valor de importancia ampliado | 27 |
| 3.7 Análisis estructural horizontal..... | 27 |

IDENTIFICACIÓN SUCESIONAL A VEGETACIÓN NATIVA

5

| | |
|---|----|
| 3.8 Análisis estructural vertical | 27 |
| 3.9 Determinación de los estados sucesionales | 28 |
| 3.10 Distribución diamétrica | 28 |
| 3.11 Diversidad alfa y beta | 28 |
| 3.11.2 <i>Análisis de la regeneración natural temprana o primer estado sucesional</i> | 29 |
| 3.12 Matriz de evaluación fenotípica para la selección de árboles semilleros | 30 |
| 3.13 Formulación de propuestas de manejo del paisaje | 31 |
| 4. Resultados | 32 |
| 4.1 Análisis estructura horizontal bosque intervenido cobertura I | 32 |
| 4.2 Abundancia | 33 |
| 4.3 Frecuencia | 33 |
| 4.4 Dominancia | 33 |
| 4.5 Índice de Valor de Importancia Simplificado (IVIS) | 34 |
| 4.6 Análisis estructura vertical bosque intervenido cobertura I | 35 |
| 4.7 Distribución diamétrica del bosque intervenido cobertura I | 36 |
| 4.8 Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura I | 37 |
| 4.9 Estructura horizontal de la regeneración natural | 38 |
| 4.10 Índice de valor de importancia amplificado para bosque intervenido cobertura I | 41 |
| 4.11 Distribución diamétrica de la regeneración | 42 |
| 4.12 Análisis de estructura horizontal bosque intervenido cobertura II | 44 |
| 4.13 Abundancia | 44 |
| 4.14 Frecuencia | 45 |

IDENTIFICACIÓN SUCESIONAL A VEGETACIÓN NATIVA

6

| | |
|---|----|
| 4.15 Dominancia..... | 45 |
| 4.16 Índice de Valor de Importancia (IVI) | 46 |
| 4.17 Índice de valor de importancia simplificado cobertura de regeneración natural..... | 46 |
| 4.18 Posición sociológica relativa | 47 |
| 4.19 Distribución diamétrica del bosque intervenido cobertura II | 48 |
| 4.20 Distribución diamétrica de la regeneración natural en el bosque intervenido cobertura II | 49 |
| 4.21 Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura II..... | 50 |
| 4.22 Posición sociológica relativa de la regeneración natural en la cobertura II | 51 |
| 4.23 Regeneración natural relativa | 52 |
| 4.25 Índices de similitud para bosque intervenido | 54 |
| 4.26 Composición florística y gremios ecológicos..... | 56 |
| 4.27 Evaluación de árboles plus | 57 |
| 4.3 Herramientas de manejo del paisaje | 58 |
| 5. Discusión | 61 |
| 6. Conclusiones..... | 70 |
| 7. Recomendaciones | 72 |
| Referencias bibliográficas | 74 |
| Apéndices | 78 |

Listado de Tablas

| | Pág. |
|---|-------------|
| Tabla 1 Índice de valor de importancia simplificado | 34 |
| Tabla 2 Clases diamétricas | 37 |
| Tabla 3 Regeneración natural relativa..... | 40 |
| Tabla 4 Índice de valor de importancia amplificado para bosque intervenido cobertura I | 41 |
| Tabla 5 Clases diamétricas | 43 |
| Tabla 6 Índice de valor de importancia simplificado cobertura de regeneración natural | 46 |
| Tabla 7 Clases diamétricas | 48 |
| Tabla 8 Clases diamétricas | 50 |
| Tabla 9 Regeneración natural relativa..... | 52 |
| Tabla 10 Índice de valor de importancia ampliado (IVIA) para el bosque intervenido cobertura II..... | 53 |
| Tabla 11 Evaluación de árboles plus | 57 |
| Tabla 12 Propuestas de herramientas de manejo del paisaje..... | 59 |

Listado de Figuras**Pág.**

| | |
|---|----|
| Figura 1 Mapa de ubicación en el municipio de Arauca en la vereda Selvas del Lipa - finca Los tres potrillos | 21 |
| Figura 2 Mapa de muestreo finca Los tres potrillos. | 22 |
| Figura 3 Metodo de muestreo. | 22 |
| Figura 4 Estructura horizontal para el bosque intervenido cobertura I..... | 32 |
| Figura 5 Posición sociológica relativa por especie en bosque intervenido cobertura I..... | 36 |
| Figura 6 Distribución diamétrica en bosque intervenido cobertura I | 36 |
| Figura 7 Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura I..... | 38 |
| Figura 8 Posición sociológica relativa de la regeneración natural por especie. | 39 |
| Figura 9 Distribución diamétrica de la regeneración natural en el bosque intervenido cobertura 1 | 43 |
| Figura 10 Estructura horizontal del bosque intervenido cobertura II | 44 |
| Figura 11 Posición sociológica relativa por especie en bosque intervenido cobertura II | 47 |
| Figura 12 Distribución diamétrica en bosque intervenido cobertura II. | 48 |
| Figura 13 Distribución diamétrica de la regeneración natural del bosque intervenido cobertura II..... | 50 |
| Figura 14 Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura II..... | 51 |
| Figura 15 Posición sociológica relativa de la regeneración natural en la cobertura II | 52 |
| Figura 16 Cantidad de familias presentes por transecto en bosque intervenido cobertura I | 56 |
| Figura 17 Cantidad de familias presentes por transecto en bosque de regeneración cobertura II..... | 56 |
| Figura 18 Propuesta herramienta de manejo del paisaje. Imagen generada con IA. | 60 |

Apéndices

Pág.

| | |
|--|----|
| Apéndice A Toma de datos Dasométricos..... | 78 |
| Apéndice B Base de datos..... | 79 |
| Apéndice C Volúmenes de la cobertura I y II. | 80 |

Glosario

Árbol semillero: un árbol semillero es un ejemplar seleccionado individualmente por sus excelentes características fenotípicas (vigor, salud, forma del fuste, y copa) y genotípicas con el fin de obtener semillas de alta calidad para la producción de nuevas plantas (Valladolid Ontaneda et al., 2017).

Banco de germoplasma en el suelo: el banco de semillas y la lluvia de semillas, son los procesos ecológicos de mayor relevancia en la reaparición de la vegetación en un terreno determinado. El primero, constituye el mecanismo más importante para la regeneración de la vegetación con especies pioneras, en terrenos donde el uso del suelo no ha sido muy intenso (Garwood, 1989; Dalling, 2002; Álvarez et al., 2005).

Cobertura vegetal: “definida como la capa de vegetación natural que cubre la superficie terrestre, comprendiendo una amplia gama de biomásas con diferentes características fisonómicas y ambientales que van desde pastizales hasta las áreas cubiertas por bosques naturales.” Minambiente. (2022).

Disturbio o riesgo antrópico: “son riesgos provocados por la acción del ser humano y sus efectos sobre la naturaleza, la contaminación ocasionada en el agua, aire, suelo, deforestación, incendios, entre otros.” (Dirección General de Protección Civil y Emergencias, s. f.)

Fenología: “es el estudio de la sincronización de los eventos del ciclo de vida en plantas y animales: floración, formación de hojas, hibernación, reproducción y migración. Los científicos que estudian la fenología están interesados en la sincronización de tales eventos en relación con los cambios en la estación y el clima.” (Budburst, s. f.)

Frontera agrícola: se define Frontera Agrícola como el límite del suelo rural que separa las áreas donde se desarrollan las actividades agropecuarias, las áreas condicionadas y las áreas protegidas, las de especial importancia ecológica, y las demás áreas en las que las actividades

agropecuarias están excluidas por mandato de la ley (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 2018).

Heterogeneidad del paisaje: la heterogeneidad del paisaje describe la variación espacial en la composición y disposición de los diferentes elementos que conforman un territorio, como tipos de hábitat y coberturas del suelo (Turner et al., 2001).

Herramientas de manejo del paisaje: Según la Federación Nacional de Cultivadores de Palma de Aceite – Fedepalma (2018), son acciones orientadas a la conservación y el mantenimiento de la biodiversidad dentro de los sistemas productivos, a través de la restauración y/o preservación de la vegetación natural que interactúa con los cultivos. Su aplicación genera beneficios económicos, ambientales y sociales para los sistemas productivos y las comunidades locales y regionales, al contribuir a la provisión de servicios ecosistémicos, la adaptación frente a eventos climáticos, la conectividad ecológica, la protección de hábitats y el tránsito de especies, así como al manejo de áreas con alto valor de conservación.

Conectividad ecológica: según Crooks y Sanjayan (2006), la conectividad ecológica representa el grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento de animales y plantas, lo cual es clave para mantener procesos ecológicos y biodiversidad.

Regeneración natural: Según Brown (2004), la regeneración natural consiste en el establecimiento espontáneo de plántulas y rebrotes que sustituyen a las plantas que han desaparecido por muerte o intervención. Con el paso del tiempo y después de una perturbación, este proceso permite la recuperación del dosel arbóreo. En los sistemas de manejo de bosques tropicales, la regeneración natural puede utilizarse como una estrategia para formar nuevas poblaciones vegetales tras la extracción de árboles del dosel.

Restauración ecosistémica: la restauración ecológica es un proceso activo que consiste en asistir a la recuperación de ecosistemas degradados, dañados o destruidos para restablecer su estructura, función y diversidad ecológica (Society for Ecological Restoration, 2004).

Servicios ecosistémicos: los servicios ecosistémicos se refieren a los beneficios que las sociedades humanas obtienen de los procesos y funciones de los ecosistemas, abarcando desde productos tangibles como alimentos y agua hasta servicios de regulación ambiental y beneficios culturales. (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Sucesión ecológica: “la sucesión ecológica es un proceso de cambios que experimenta un ecosistema en la composición de sus especies a través del tiempo, hasta llegar a un equilibrio dinámico.” (De la Orden, 2020, p.3).

Uso del suelo: el uso del suelo se entiende como los arreglos, actividades e insumos que las personas realizan sobre un tipo específico de cobertura de la tierra para producirla, modificarla o mantenerla, estableciendo así una relación directa entre la cobertura del terreno y las acciones humanas (IDEAM, s. f.; Di Gregorio & Jansen, 2005).

Paisaje rural: es el resultado de la interacción entre las actividades humanas, especialmente las agropecuarias, y los componentes naturales del territorio, lo cual configura patrones espaciales, ecológicos y culturales específicos (FAO, 2011).

Herramientas de manejo del paisaje (HMP): las herramientas de manejo del paisaje son componentes del paisaje o prácticas de gestión que se incorporan con el fin de proveer hábitat y mejorar la conectividad funcional, facilitando el movimiento de especies y la conservación de la biodiversidad nativa (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca – CAR, 2019).

Resumen

Título: Identificación sucesional de la vegetación nativa residente en áreas disturbadas por ampliación de la frontera agrícola e identificación de herramientas de manejo del paisaje en Arauca*

Autor: Jhon Manrique, Emerson Arenales**

Palabras clave: conectividad ecológica, regeneración natural, cambio de uso del suelo, control biológico de plagas, restauración ecológica, bosque intervenido, Arauca

Descripción:

La expansión de la frontera agrícola constituye uno de los principales factores de transformación del paisaje en regiones tropicales, generando alteraciones significativas en la estructura, composición y dinámica de los ecosistemas forestales. En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo determinar el estado sucesional de la vegetación nativa en áreas disturbadas por la ampliación de la frontera agrícola y formular herramientas de manejo del paisaje en un sistema productivo arrocero del municipio de Arauca, Colombia. La investigación se desarrolló mediante el establecimiento de transectos tipo RAP y subparcelas para el análisis de la estructura horizontal y vertical de la vegetación arbórea y de la regeneración natural temprana. Se calcularon parámetros fitosociológicos como abundancia, frecuencia, dominancia, Índice de Valor de Importancia (IVI) e Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA), así como índices de diversidad alfa y beta. Adicionalmente, se realizó la identificación de gremios ecológicos y la selección de árboles semilleros mediante una matriz de evaluación fenotípica. Los resultados evidencian que las coberturas evaluadas corresponden a estados sucesionales tempranos e intermedios, dominados por especies pioneras y secundarias tempranas, con una regeneración natural activa y una estructura diamétrica característica de bosques en proceso de recuperación. Con base en estos hallazgos, se formularon herramientas de manejo del paisaje orientadas a mejorar la conectividad ecológica, conservar el germoplasma nativo y compatibilizar la producción agrícola con la restauración ecológica. El estudio aporta criterios técnicos para la gestión sostenible del paisaje en áreas intervenidas de la Orinoquia colombiana.

* Trabajo de Grado

** Instituto de Proyección Regional y Educación a Distancia IPRED. Programa de Ingeniería forestal. Directora: Doris Duarte Hernández. Magister en manejo y conservación del bosque.

Abstract

Title: Successional identification of native vegetation in areas disturbed by agricultural frontier expansion and identification of landscape management tools in Arauca*

Author: Jhon Manrique, Emerson Arenales**

Keywords: ecological connectivity, natural regeneration, land use change, biological pest control, ecological restoration, disturbed forest, Arauca

Description:

The expansion of the agricultural frontier represents one of the main drivers of landscape transformation in tropical regions, causing significant alterations in forest structure, composition, and ecological dynamics. In this context, this study aimed to determine the successional status of native vegetation in areas disturbed by agricultural expansion and to propose landscape management tools within a rice-based production system in the municipality of Arauca, Colombia.

The research was conducted through the establishment of Rapid Assessment Program (RAP) transects and subplots to analyze the horizontal and vertical structure of arboreal vegetation and early natural regeneration. Phytosociological parameters such as abundance, frequency, dominance, the Importance Value Index (IVI), and the Extended Importance Value Index (EIVI) were calculated, along with alpha and beta diversity indices. Additionally, ecological guilds were identified, and potential seed trees were selected using a quantitative phenotypic evaluation matrix.

The results indicate that the evaluated covers correspond to early and intermediate successional stages, dominated by pioneer and early secondary species, with active natural regeneration and a diameter distribution characteristic of recovering secondary forests. Based on these findings, landscape management tools were proposed to enhance ecological connectivity, conserve native germplasm, and promote compatibility between agricultural production and ecological restoration. This study provides technical criteria for sustainable landscape management and ecological planning in disturbed areas of the Colombian Orinoquia region.

*Degree Project

** Institute for Regional Projection and Distance Education (IPRED). Forestry Engineering Program. Director: Doris Duarte Hernández. Master's in Forest Management and Conservation.

Introducción

La transformación acelerada de los paisajes tropicales debido a la deforestación y el cambio de uso del suelo altera de manera significativa la biodiversidad, la estructura ecológica y el funcionamiento de los ecosistemas tropicales (Marsh et al., 2025). En Colombia, la expansión de la frontera agrícola y el manejo inadecuado del suelo han intensificado los procesos de degradación, afectando la regeneración natural y comprometiendo la provisión de servicios ecosistémicos esenciales como la regulación hídrica, la fertilidad del suelo y la estabilidad de la biodiversidad (Instituto Humboldt, 2024). La evidencia sugiere que tanto el cambio climático como la fragmentación y degradación forestal reducen la capacidad de los bosques para resistir y recuperarse ante perturbaciones ambientales, incrementando su vulnerabilidad (Grupo Cambio Global, s. f.; Instituto for Global Environmental Strategies, 2022).

En los paisajes tropicales, los procesos de sucesión ecológica desempeñan un papel fundamental en la recuperación de áreas disturbadas. Estudios recientes destacan que la historia de uso del suelo determina la trayectoria sucesional, la composición florística y la velocidad de recuperación de los bosques secundarios, lo que resalta la importancia de comprender estos procesos para orientar acciones de restauración (Jakovac et al., 2021). De manera similar, la regeneración natural ha sido reconocida como un mecanismo eficiente para restablecer la cobertura vegetal, promover el retorno de especies nativas y restituir gradualmente las funciones ecológicas, siempre que existan remanentes forestales que sirvan como fuentes de semillas y faciliten la conectividad estructural (Hurtado-M et al., 2022).

Paralelamente, la conservación y el uso estratégico del germoplasma nativo constituyen pilares fundamentales para la restauración ecológica, dado que las especies locales presentan mayor adaptación a las condiciones climáticas y edáficas propias del territorio. Investigaciones recientes señalan que la selección adecuada de árboles semilleros permite asegurar la viabilidad genética y funcional de las futuras cohortes vegetales, aumentando el éxito de los procesos de recuperación (Jaramillo-Correa et al., 2021). Esta perspectiva coincide con las

recomendaciones globales de manejo y conservación de recursos fitogenéticos, donde se enfatiza la importancia de mantener la diversidad genética como medida de adaptación al cambio climático (FAO, 2019; Prober et al., 2019).

De igual manera, el enfoque de manejo del paisaje ha cobrado relevancia en los últimos años como estrategia para integrar producción y conservación en territorios transformados. La incorporación de árboles, franjas de vegetación funcional y prácticas agroecológicas en sistemas agrícolas contribuye a mejorar la biodiversidad funcional, fortalecer la regulación natural de plagas y aumentar la sostenibilidad productiva. En particular, la integración de elementos arbóreos en zonas con presencia de cultivos incluido el arroz ha demostrado mejorar la salud del suelo, la disponibilidad de microhábitats y la resiliencia ecológica del paisaje (Rodenburg et al., 2022).

1. Objetivos

1.1 Objetivo General

Determinar el estado sucesional de la vegetación nativa en áreas disturbadas por ampliación de la frontera agrícola y proponer herramientas de manejo del paisaje en Arauca, Colombia

1.2 Objetivos Específicos

Identificar el estado sucesional de la vegetación nativa resultante en áreas disturbadas por ampliación de la frontera agrícola.

Evaluar posibles árboles semilleros de acuerdo con sus condiciones fenotípicas.

Formular propuestas a través de herramientas de manejo del paisaje para los sistemas productivos.

2. Marco Teórico

2.1 Sucesión ecológica

El concepto de la sucesión ecológica es clave, pues son aquellos cambios ordenados y predecibles de la comunidad en su estructura a lo largo del tiempo después de una perturbación en determinada área (Connell & Slatyer, 2019). Este proceso puede ser primario, cuando ocurre en zona que perdió totalmente su cobertura vegetal, o secundaria, cuando el área sufrió una alteración, pero permanecen las condiciones básicas como el suelo (Avella et al., 2019). Este tipo de estudios presentan apoyo especial para comprender la evolución de los ecosistemas forestales, especialmente aquellas perturbaciones antrópicas o de fenómenos naturales (Sarango-Ordóñez, 2025).

La sucesión ecológica permite evaluar las etapas de regeneración en las cuales se puede encontrar la vegetación, las primeras etapas del proceso de sucesión suelen estar dominadas por especies pioneras, que son altamente tolerantes a condiciones adversas y tienen una capacidad acelerada de colonización hasta las etapas más avanzadas donde predominan especies clímax caracterizadas por una mayor complejidad ecológica y mayor estabilidad (Poorter et al., 2023).

El enfoque sucesional ofrece una ventaja en restauración forestal pues resalta la presencia de especies que sirven como indicadores del progreso del ecosistema hacia un clímax (Connell & Slatyer, 2019).

El proceso sucesional comienza con especies pioneras que colonizan áreas perturbadas bajo condiciones extremas y facilitan la llegada de comunidades más complejas con el tiempo (Walker & del Moral, 2003; The Nature Education, s. f.). Estas especies son las encargadas de la preparación del terreno y la creación de condiciones para la llegada de especies intermedias, ayudan mejorando la calidad del suelo y creando microclimas.

Las especies intermedias llegan cuando el ecosistema ha logrado estabilizarse. Suelen ser menos tolerantes a ciertas condiciones extremas como la luz solar a diferencia de las

pioneras, que empiezan a aprovechar los recursos disponibles y a extenderse en el ecosistema, dando mayor diversidad estructural y funcional. Por último, las especies clímax son aquellas que dominan la última etapa de la sucesión ecológica, estas especies son más complejas psicológicamente y menos susceptibles a cambios repentinos representando una estabilidad del ecosistema (Sierra-Escobar et al.,2020).

2.2 Fenología

El estudio de la fenología se centra en los eventos ciclos de las plantas, como la floración, fructificación, dispersión de semillas y caída de hojas, relacionado a factores climáticos y ambientales (Fenner & Thomson,2019). el monitoreo fenológico permite identificar el estado de salud y ciclos vitales de la vegetación, facilitando la recolección de germoplasma de mayor viabilidad.

La fenología de las especies arbóreas está directamente influenciada por factores como la temperatura, la luz solar, disponibilidad de agua e interacciones bióticas como la polinización. El cambio climático en estudios recientes ha demostrado alteraciones a los ciclos fenológicos de muchas especies, lo que genera retos en la supervivencia y regeneración de las coberturas forestales (Chuine & Régniere, 2017).

La obtención de semillas de árboles semilleros es un procedimiento crucial para la recuperación de ecosistemas deteriorados, dado que las semillas derivadas de estos árboles suelen poseer una mayor habilidad para germinar y adaptarse al entorno local. La elección de árboles con excelente salud y atributos destacados asegura que las futuras generaciones de plantas puedan poseer mayores oportunidades de supervivencia (Aparicio et al., 2018)

La producción de germoplasma es una de las funciones primordiales para la conservación de las áreas forestales, la identificación de especies en base a su fenología, como lo son las que tienen producción de semillas regular y abundante es importante en términos de restauración ecológica (Alberton et al., 2023).

2.3 Germoplasma

El concepto de germoplasma hace referencia al total de la información genética contenida en semillas esporas, polen y otros materiales reproductivos vegetales los cuales hacen posible la propagación vegetal de las especies (Fay & Krauss 2019). El germoplasma es de vital importancia pues conserva las características genéticas de las especies, lo que nos brinda una diversidad genética y la continuidad de las plantas.

El uso del germoplasma nativo en proyectos de restauración ecológica presenta ventajas cómo ha logrado adaptabilidad climática y ecológica en el área. Las especies nativas han superado las presiones ambientales propias de su hábitat, lo que produce mayor resiliencia a enfermedades plagas y variaciones climáticas. Además, la conservación in situ del germoplasma asegura el desempeño de las especies nativas en sus funciones ecológicas dentro del ecosistema forestal (Gutierrez 2025).

Según Prober et al. (2019) en la regeneración ecológica la diversidad genética dentro de las especies es clave para la adaptación al cambio climático y diferentes factores de estrés ambiental por lo cual la evaluación de la diversidad genética y viabilidad es clave para la perpetuación de las especies.

El marco normativo de la restauración ecológica en Colombia está regido por leyes y decretos, una de las más importantes es la ley 99 de 1993, que establece principios básicos de protección del medio ambiente en el país y crea el sistema Nacional ambiental (SINA). Acá se crean las herramientas legales y se designan instituciones que gestionarán y conservarán los recursos naturales incluyendo los bosques (Ley 99 de 1993).

El decreto 2372 de 2010 regula el manejo de áreas protegidas y establece lineamientos para restauración de áreas degradadas, se enfatiza no solo en recuperar la estructura física, sino que la funcionalidad para asegurar que los procesos ecológicos se han restaurados (Ospina et al.,2020).

3. Metodología

3.1 Área de estudio

Se encuentra en el municipio de Arauca, Arauca, ubicado en las coordenadas $6^{\circ}52'4.68''N$ de latitud y $71^{\circ}4'35.24''O$ de longitud, Según registros climatológicos derivados de estaciones del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, citado en SSPD, 2023), en el municipio de Arauca la temperatura media anual es de aproximadamente $27,1^{\circ}C$, mientras que la precipitación media anual acumulada es de alrededor de 1881,5 mm basados en datos multianuales de las estaciones meteorológicas operadas por esta institución. De acuerdo con la clasificación de zonas de vida de Holdridge, el municipio de Arauca se encuentra en un bosque húmedo tropical bajo (bh-T). Se muestrearon dos tipos de cobertura. La cobertura I corresponde a un bosque intervenido mediante tala selectiva, en el cual se conservó la cobertura vegetal circundante. La cobertura II corresponde a un área sometida a tala rasa, donde el proceso de regeneración natural se inició desde cero.

Figura 1

Mapa de ubicación en el municipio de Arauca en la vereda Selvas del Lipa - finca Los tres potrillos

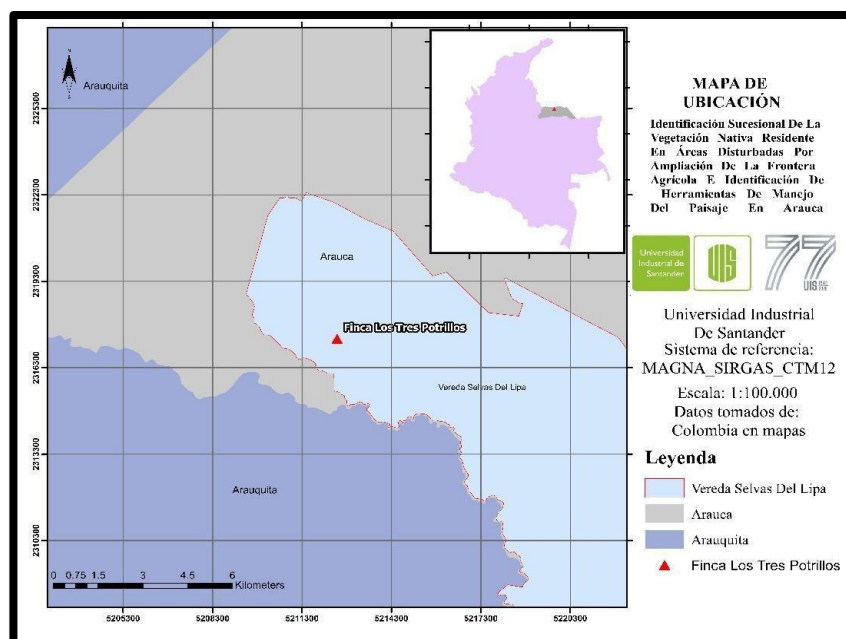
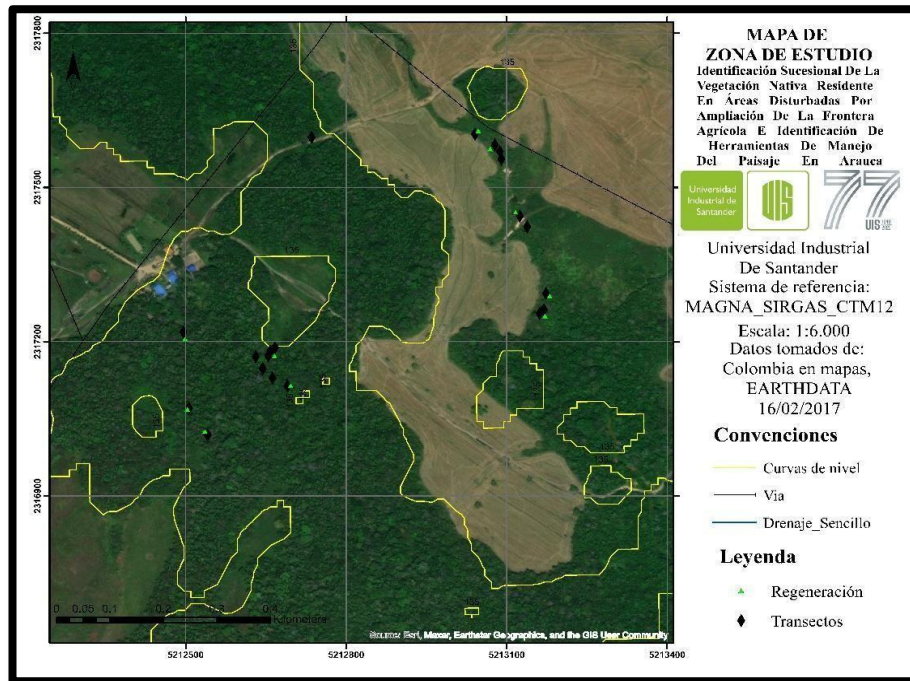


Figura 2

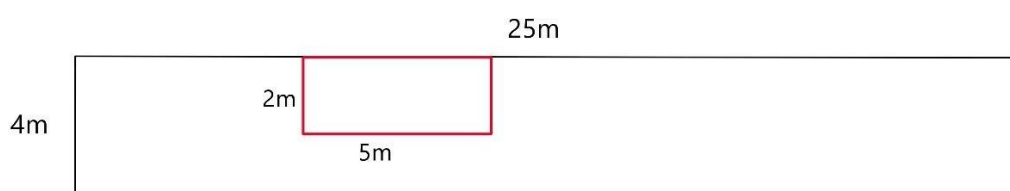
Mapa de muestreo finca Los tres potrillos.

**3.2 Métodos****3.2.1 Diseño de muestreo.**

Se establecieron diez transectos tipo RAP de 4 m por 25 m (100 m²), en dos áreas con estado sucesional diferente, los cuales se georreferenciaron (Sanmartín-Sierra., et al 2016). De igual manera, dentro de ellos, se establecieron 5 subparcelas rectangulares de 5 m X 2 m (10 m²) que se utilizaron para estudiar la abundancia, riqueza y diversidad de la regeneración natural temprana como un estado sucesional de la vegetación.

Figura 3

Metodo de muestreo.



En cada transecto de 100 m² se identificaron todos aquellos individuos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm, en los cuales se registraron coordenadas de ubicación, especie, diámetro, altura total, altura fustal, altura comercial, diámetro de copa, estado sanitario. Se realizó la clasificación correspondiente a la categoría sucesional: pionera, intermedio o clímax, según el comportamiento ecológico. La identificación de los individuos se realizó con ayuda de claves taxonómicas, apoyo de profesionales y revisión en herbario (Avella et al., 2019).

Una vez identificados todos los árboles con diámetro ≥ 10 cm, se realizó la selección de los individuos representativos en cada parcela con base en los siguientes criterios y condiciones fenotípicas según lo planteado por (García-Zárte., et al 2022).

- Árboles y arbustos vigorosos
- Árboles y arbustos dominantes
- Árboles y arbustos con buen estado fitosanitario.
- Árboles y arbustos frondosos
- Árboles y arbustos que aseguren el incremento de la cobertura para protección de suelos y mejoramiento de microclimas en zonas de recarga hídrica.

En las subparcelas de 10m² establecidas al interior de los transectos se registraron todos los individuos que correspondan al primer estado sucesional o de regeneración natural temprana brinzales aquellos que van desde 15 cm de altura en adelante y $< 2,5$ cm DAP, los latizales aquellos que miden entre 2,5 cm y 9,9 cm DAP. Cada subparcela será georreferenciada en su punto central.

3.2.2 *Análisis de datos.*

Cálculo de indicadores de estructura horizontal

Abundancia

La abundancia absoluta se determinó como el número total de individuos por especie, mientras que la abundancia relativa se calculó mediante:

$$ARi = \frac{Ni}{N} * 100$$

donde Ni corresponde al número de individuos de la especie i y N al número total de individuos registrados (Linares, 2015).

Frecuencia

La frecuencia relativa se calculó a partir de la frecuencia absoluta de cada especie, utilizando la siguiente expresión:

$$FRi = \frac{Fi}{\sum F} * 100$$

donde Fi es la frecuencia de la especie i y $\sum F$ la suma de las frecuencias de todas las especies (Linares, 2015).

Dominancia

La dominancia relativa se expresó mediante la proporción del área basal ocupada por cada especie, de acuerdo con:

$$DRi = \frac{Gi}{\sum G} * 100$$

donde Gi corresponde al área basal de la especie i y $\sum G$ al área basal total del muestreo (Linares, 2015).

Índice de Valor de Importancia (IVI)

El Índice de Valor de Importancia se obtuvo mediante la suma de los valores relativos de abundancia, frecuencia y dominancia:

$$IVI = ARi + FRi + DRi$$

Este índice permite identificar las especies con mayor relevancia ecológica dentro del sistema evaluado (Linares, 2015).

3.2.3 Cálculo de indicadores de estructura vertical

Estratificación vertical de la vegetación

En el caso del Inventario Forestal, se establecerán tres estratos al bosque natural:

Estrato Inferior (I) = Altura media en la cual se reúne el 50% de los árboles fustales

Estrato Medio (II) = Altura media en la cual se reúne el 30% de los árboles fustales Estrato

Superior (III) = Altura media en la cual se reúne el 20% de los árboles fustales (Linares, 2015).

Valor fitosociológico por especie

El valor fitosociológico de cada especie en cada estrato se obtiene multiplicando el número de individuos de la especie por hectárea en el estrato por el VFS del mismo.

$$VFSP = VFS * Nsp$$

En donde:

VFS es el Valor Fitosociológico por Estrato

Nsp. es el número de individuos de la especie presentes en cada UM

(Linares, 2015).

Posición sociológica relativa por especie

La PS% es el valor relativo de la PSA de una especie con respecto a la suma del valor de la posición

fitosociológica absoluta de todas las especies. Es decir:

$$PS\%i = PSASPi / (\sum PSASP1 \dots PSASPn) * 100$$

En donde:

PS%i = Posición sociológica relativa de la especie ienésima;

PSASPi = Posición sociológica absoluta de la especie ienésima;

PSASP1 = Posición sociológica absoluta de la especie 1; PSASPn

= Posición sociológica absoluta de la enésima especie

(Linares, 2015).

3.3 Regeneración natural

Aplicables a las poblaciones de árboles con DAP \leq 9,9 cm.; es decir, brinzales más latizales

3.4 índice de posición sociológica de la regeneración natural

Igual que en el caso de los fustales, se utiliza para describir y analizar la distribución de los árboles de la RN de las especies en sentido vertical. También se asigna previamente un Valor Fitosociológico (VF) a cada estrato. Representa el valor medio promediado de la expansión vertical que tiene cada especie en los estratos, de acuerdo con el número de individuos existentes en cada uno de ellos (Linares, 2015).

3.5 valor fitosociológico por estrato

En el caso del Inventario Forestal se establecerán tres categorías de tamaño de la RN.

CT 1 = Altura media en la cual se reúne el 50% de brinzales y latizales de las UM CT

2 = Altura media en la cual se reúne el 30% de brinzales y latizales de las UM CT 3 =

Altura media en la cual se reúne el 20% de brinzales y latizales de las UM

(Linares, 2015).

3.6 Índice de valor de importancia ampliado

Con el IVIA se analiza integralmente la importancia ecológica de las especies arbóreas en todas las categorías de tamaño (fustales, latizales y brinzales; pues se combinan la estructura horizontal, la estructura vertical y la estructura de la regeneración natural. Para el efecto se adicionan el Índice de Valor de Importancia (IVI), la Posición Sociológica Relativa de los Fustales (PSR) y la Regeneración Natural Relativa (RNR).

$$IVIA = IVI + PSR + RNR \text{ El valor}$$

máximo de la suma del IVIA de todas las especies es de 500.

(Linares, 2015).

3.7 Análisis estructural horizontal

El análisis estructural horizontal se llevó a cabo con el propósito de describir la composición florística y la dominancia de las especies presentes en las coberturas evaluadas. A partir de los datos obtenidos en los inventarios forestales se calcularon los parámetros fitosociológicos de abundancia, frecuencia y dominancia, considerando el número de individuos, la distribución espacial y el área basal por especie. Con base en estos parámetros se estimó el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual permitió identificar las especies ecológicamente más relevantes dentro de cada cobertura y constituyó una herramienta fundamental para interpretar la estructura y dinámica sucesional de la vegetación.

3.8 Análisis estructural vertical

El análisis estructural vertical se realizó con el fin de evaluar la distribución de los individuos en los diferentes estratos del bosque y su relación con el estado sucesional de las coberturas. Para ello, los individuos fueron clasificados en estratos verticales (inferior, medio

y superior) con base en la altura total. A partir de esta estratificación se calculó el Índice de Posición Sociológica (IPS), el cual refleja la participación relativa de cada especie en los distintos estratos. Posteriormente, el IPS se integró con el IVI para obtener el Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA), proporcionando una evaluación más completa de la importancia ecológica y estructural de las especies.

3.9 Determinación de los estados sucesionales

Con la información registrada en los transectos y subparcelas se realizó la clasificación de las especies según sus gremios ecológicos, con el fin de identificar los estados sucesionales presentes en cada uno de los sitios evaluados. Esta clasificación se basó en las características ecológicas y funcionales de las especies, permitiendo una primera aproximación al grado de intervención y recuperación de las coberturas vegetales.

3.10 Distribución diamétrica

De manera complementaria, se analizó la distribución de los individuos por clases diamétricas, con el objetivo de evaluar la estructura poblacional y los patrones de regeneración de las coberturas estudiadas. Los individuos fueron agrupados en clases diamétricas definidas a intervalos regulares de DAP, y se elaboraron histogramas de frecuencia para cada sitio. La forma de la distribución diamétrica permitió inferir el estado sucesional y la dinámica de regeneración, identificando patrones característicos de bosques en fases tempranas, intermedias o avanzadas de sucesión.

3.11 Diversidad alfa y beta

3.11.1 Análisis de las coberturas del bosque intervenido.

Adicionalmente, se estimaron los parámetros de abundancia, riqueza y diversidad alfa para cada sitio, utilizando índices ecológicos apropiados para la caracterización de la diversidad local. Asimismo, se calculó la diversidad beta entre los sitios estudiados, con el fin de evaluar

el grado de recambio de especies y las diferencias en la composición florística entre las coberturas, complementando la interpretación estructural y sucesional del paisaje. (Linares, 2015).

Índice de Shannon (H'):

$$H' = -\sum (p_i \cdot \ln(p_i))$$

donde p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total

Índice de Jaccard (J):

$$J = \frac{C}{A+B+C} \text{ donde:}$$

- C = Número de especies comunes.
- A = Número total de especies no compartidas en el primer sitio.
- B = Número total de especies no compartidas en el segundo sitio.

Índice de Sorensen (S):

$$S = \frac{2C}{A+B}$$

- C = Número de especies comunes.
- A = Número total de especies en el primer sitio.
- B = Número total de especies en el segundo sitio.

3.11.2 Análisis de la regeneración natural temprana o primer estado sucesional.

Con la información registrada en cada una de las subparcelas establecidas dentro de los transectos se estimará la abundancia, riqueza y diversidad Alpha para la regeneración natural temprana. Posteriormente se calculará la diversidad beta entre las subparcelas de cada tipo de bosque. (Linares, 2015).

Índice de Shannon (H'):

$$H' = -\sum (p_i \cdot \ln(p_i))$$

donde p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total

Índice de Jaccard (J):

$$J = \frac{C}{A+B+C} \text{ donde:}$$

- C = Número de especies comunes.
- A = Número total de especies no compartidas en el primer sitio.
- B = Número total de especies no compartidas en el segundo sitio.

Índice de Sorensen (S):

$$S = \frac{2C}{A+B}$$

- C = Número de especies comunes.
- A = Número total de especies en el primer sitio.

3.12 Matriz de evaluación fenotípica para la selección de árboles semilleros

La selección de árboles semilleros se realizó mediante una matriz de evaluación fenotípica cuantitativa, diseñada para reducir la subjetividad del proceso y permitir la comparación objetiva entre individuos. La matriz integra criterios estructurales y sanitarios comúnmente utilizados en silvicultura, conservación de germoplasma y restauración ecológica (FAO, 1985; Lamprecht, 1990; Zobel & Talbert, 1984).

Cada individuo fue evaluado con base en cinco criterios fenotípicos: diámetro a la altura del pecho (DAP), altura total, vigor, estado fitosanitario y frondosidad de copa. A cada criterio

se le asignó un puntaje en una escala ordinal de 1 a 5, donde 1 representa la condición menos favorable y 5 la condición óptima, la frondosidad fue la única que se cuantificó de 1 a 3.

El puntaje total de cada individuo se obtuvo mediante la sumatoria de los valores asignados a cada criterio, con un rango posible entre 5 y 23 puntos. Con base en este puntaje, los individuos fueron clasificados de la siguiente manera: árbol semillero potencial (≥ 18 puntos), árbol candidato (13–17 puntos) y no seleccionado (< 13 puntos).

3.13 Formulación de propuestas de manejo del paisaje

La formulación de las herramientas de manejo del paisaje se desarrolló bajo un enfoque de restauración ecológica funcional, orientado a la compatibilización entre la producción agrícola intensiva de arroz y la conservación de procesos ecológicos clave a escala predial. Dichas herramientas se definieron a partir de los resultados obtenidos en el análisis estructural horizontal y vertical de la vegetación, los cuales permitieron identificar las especies con mayor peso ecológico, de acuerdo con sus valores de Índice de Valor de Importancia (IVI), Índice de Posición Sociológica (IPS) e Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA).

Adicionalmente, se consideraron los resultados de los índices de diversidad alfa y beta, con el fin de incorporar en las propuestas especies representativas de la composición florística local y favorecer la conectividad ecológica entre coberturas. La integración de estos análisis permitió seleccionar especies estructuralmente dominantes, bien adaptadas a las condiciones ambientales del predio y con alto potencial para el mantenimiento de procesos sucesionales y funcionales.

Con base en estos insumos técnicos, las herramientas de manejo del paisaje se orientaron a la intervención exclusiva de áreas no cultivables del sistema arrocero presente en la finca, tales como bordes de canales de riego y drenaje, diques, caminos internos, linderos

externos y franjas ribereñas. Esta delimitación garantiza que las propuestas no interfieran con la mecanización ni el manejo hidráulico del cultivo, al tiempo que contribuyen a la regulación hídrica, la conservación del germoplasma nativo y el incremento de la conectividad ecológica del paisaje.

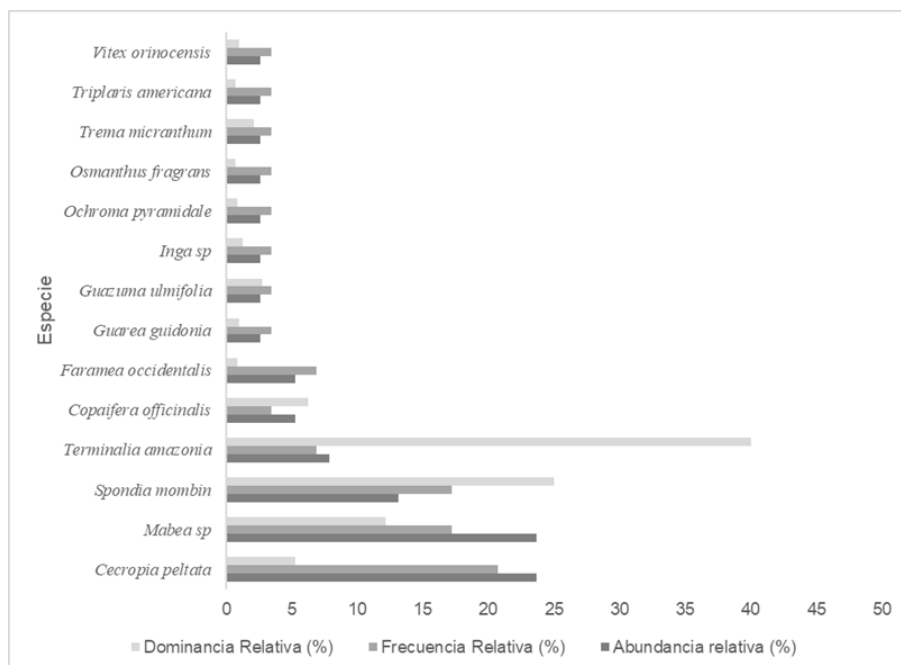
4. Resultados

4.1 Análisis estructura horizontal bosque intervenido cobertura I

La estructura horizontal de la vegetación arbórea fue caracterizada a partir del análisis de la abundancia absoluta y relativa, la frecuencia absoluta y relativa, y la dominancia absoluta y relativa, permitiendo el cálculo del Índice de Valor de Importancia (IVI) para cada una de las especies registradas en el área de estudio (Tabla 1)

Figura 4

Estructura horizontal para el bosque intervenido cobertura I



4.2 Abundancia

La abundancia relativa evidencia que *Mabea sp.* y *Cecropia peltata* son las especies más representativas del muestreo, con 9 individuos, equivalente al 23,7 % del total, seguida por *Terminalia amazonia* con 5 individuos (13,2 %). Estas especies concentran una proporción significativa de los individuos presentes, indicando una fuerte participación en la estructura poblacional.

El resto de las especies presentan abundancias relativas bajas ($\leq 5,3$ %), lo cual es típico de ecosistemas forestales heterogéneos donde predominan pocas especies dominantes y varias especies con baja representación.

4.3 Frecuencia

En términos de frecuencia relativa, *Cecropia peltata* muestra el valor más alto con (20,7%) al encontrarse en 6 de las 10 unidades de muestreo seguido de *Spondia mombin* muestra el valor (17,2 %), que está presente en 5 de las 10 unidades de muestreo, lo que indica una amplia distribución espacial dentro del área evaluada.

Otras especies como *Terminalia amazonia* presentan frecuencias de 6,9 %, respectivamente, sugiriendo una distribución menos homogénea, pero con presencia constante en varias parcelas. Las especies con frecuencia baja ($\leq 3,4$ %) se encuentran restringidas a uno o pocos sitios, lo que puede asociarse a condiciones específicas de micrositio o a procesos de regeneración puntual.

4.4 Dominancia

La dominancia relativa, basada en el área basal, muestra un patrón diferenciado respecto a la abundancia. *Terminalia amazonia* presenta el mayor valor de dominancia relativa ($\approx 40,05$

%), a pesar de no ser la especie más abundante, lo que indica la presencia de individuos de gran diámetro y alto porte, con una contribución estructural determinante en el rodal.

Le siguen *Mabea sp.* ($\approx 21,13$ %) y *Spondia mombin* ($\approx 12,13$ %), especies que combinan tamaños intermedios con una presencia relativamente constante, aportando de manera significativa al área basal total.

Las demás especies presentan valores de dominancia inferiores al 10 %, lo que indica una contribución estructural secundaria dentro del ecosistema.

4.5 Índice de Valor de Importancia Simplificado (IVIS)

El IVI, al integrar los tres parámetros estructurales, permite identificar las especies ecológicamente más relevantes del sistema. Los valores más altos corresponden a:

Tabla 1

Índice de valor de importancia simplificado

| Nombre científico | Familia | IVIS |
|------------------------------|---------------|-------|
| <i>Spondia mombin</i> | Anacardiaceae | 55.37 |
| <i>Terminalia amazonia</i> | Combretaceae | 54.84 |
| Mabea sp | Euphorbiaceae | 53.06 |
| <i>Cecropia peltata</i> | Urticaceae | 49.64 |
| <i>Copaifera officinalis</i> | Fabaceae | 14.95 |
| <i>Faramea occidentalis</i> | Rubiaceae | 13.03 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | Malvaceae | 8.86 |
| <i>Trema micranthum</i> | Cannabaceae | 8.21 |
| <i>Inga sp</i> | Fabaceae | 7.33 |
| <i>Guarea guidonia</i> | Meliaceae | 7.08 |
| <i>Vitex orinocensis</i> | Lamiaceae | 7.05 |
| <i>Ochroma pyramidale</i> | Malvaceae | 6.95 |
| <i>Osmanthus fragrans</i> | Oleaceae | 6.82 |
| <i>Triplaris americana</i> | Polygonaceae | 6.81 |

Las especies con un IVIS mayor a 50 estas especies ejercen un papel principal en la estructura y funcionamiento del ecosistema, ya que presentan alta abundancia, dominancia y

frecuencia. Suelen ser especies que definen el dosel o subdosel, influyen en la disponibilidad de recursos y condicionan la dinámica sucesional.

Las especies que se encuentran en un rango entre 10 – 50 son especies que tienen una presencia significativa, pero no dominante. Suelen asociarse a etapas intermedias de la sucesión o a especies que cumplen funciones específicas como la regeneración y los recursos tróficos.

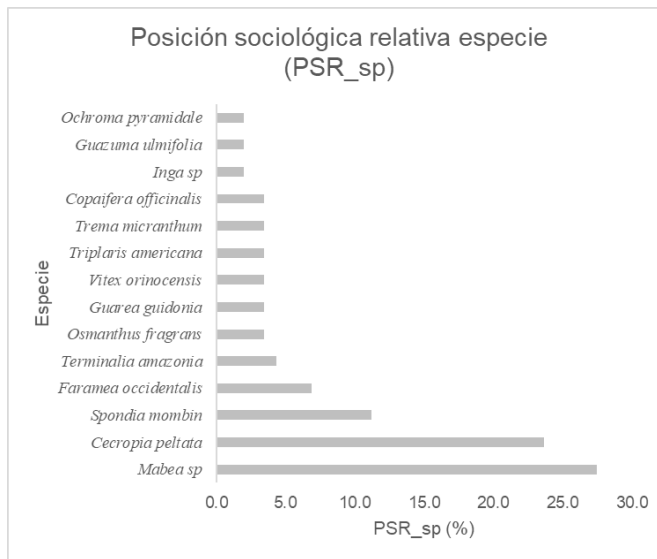
En las especies que se presentan en un rango menor a 10 son especies de baja representación estructural debido a su baja densidad o su distribución. No significa que no sean importantes, ya que pueden ser especies claves en el proceso de regeneración.

4.6 Análisis estructura vertical bosque intervenido cobertura I

La figura 4 muestra que *Mabea sp*, *Cecropia peltata* y *Spondia mombin* presentan los valores más altos de Posición sociológica relativa por especie, indicando que son las especies con mayor importancia sociológica dentro de la comunidad y que dominan estructural y ecológicamente el sitio. Estas especies reflejan procesos de sucesión temprana a intermedia, caracterizados por alta capacidad de colonización y adaptación a áreas intervenidas. En contraste, el resto de las especies exhiben valores bajos, lo que sugiere que representan componentes secundarios dentro de la estructura del bosque intervenido y cumplen roles más específicos o asociados a menor abundancia. En conjunto, la distribución de (PSR_sp) evidencia una comunidad florística dominada por pocas especies clave, con alta diferenciación en la importancia relativa entre los grupos biológicos presentes.

Figura 5

Posición sociológica relativa por especie en bosque intervenido cobertura I



4.7 Distribución diamétrica del bosque intervenido cobertura I

El análisis de la distribución de clases diamétricas evidenció una tendencia en forma de “J” invertida en el bosque intervenido, patrón característico de bosques secundarios en etapas avanzadas de regeneración. Esta configuración indica el predominio de individuos en diámetros menores, acompañado por la presencia de árboles de mayor diámetro que cumplen un papel clave como potenciales árboles semilleros y aportan estabilidad estructural al ecosistema. En el bosque intervenido, la mayor concentración de individuos se registró en los intervalos diamétricos inferiores, lo que refleja un predominio de fustales jóvenes en fase de consolidación, con una estructura vertical aún incipiente y limitada diferenciación estratificada.

Figura 6

Distribución diamétrica en bosque intervenido cobertura I

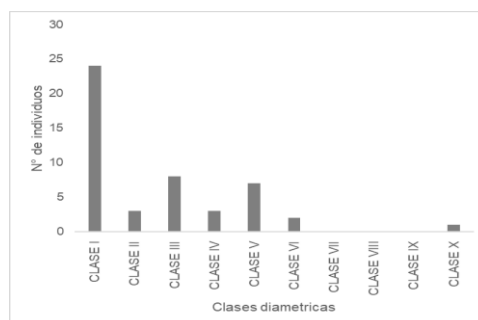


Tabla 2*Clases diamétricas*

| <u>CLASES DIAMÉTRICAS (cm)</u> |
|--------------------------------|
| CLASE I (10 - 17.8) |
| CLASE II (17.9 - 25.6) |
| CLASE III (25.7 - 33.4) |
| CLASE IV (33.5 - 41.2) |
| CLASE V (41.3 - 49) |
| CLASE VI (49.1 - 56.8) |
| CLASE VII (56.9 - 64.6) |
| CLASE VIII (64.7 - 72.4) |
| CLASE IX (72.5 - 80.2) |
| CLASE X (80.3 - 88.3) |

La ausencia de individuos en las clases diamétricas (VII, VIII y IX) se explica principalmente por las intervenciones históricas que ha experimentado el ecosistema, tales como la tala selectiva y el aprovechamiento forestal, las cuales suelen enfocarse en individuos de mayor diámetro. Estas actividades han alterado la estructura original del bosque, reduciendo la presencia de árboles maduros y generando discontinuidades en la distribución diamétrica, situación característica de bosques intervenidos que se encuentran en procesos de regeneración y recuperación estructural.

4.8 Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura I

La figura, muestra la abundancia y la frecuencia relativas de las especies presentes en la regeneración natural, considerando brinzales y latizales. *Triplaris americana* presenta la mayor abundancia relativa, lo que indica una alta densidad de individuos juveniles y un buen potencial de reclutamiento. *Guarea guidonia*, *Mabea sp.* y *Pachira quinata* también registran valores elevados de abundancia, evidenciando una regeneración activa.

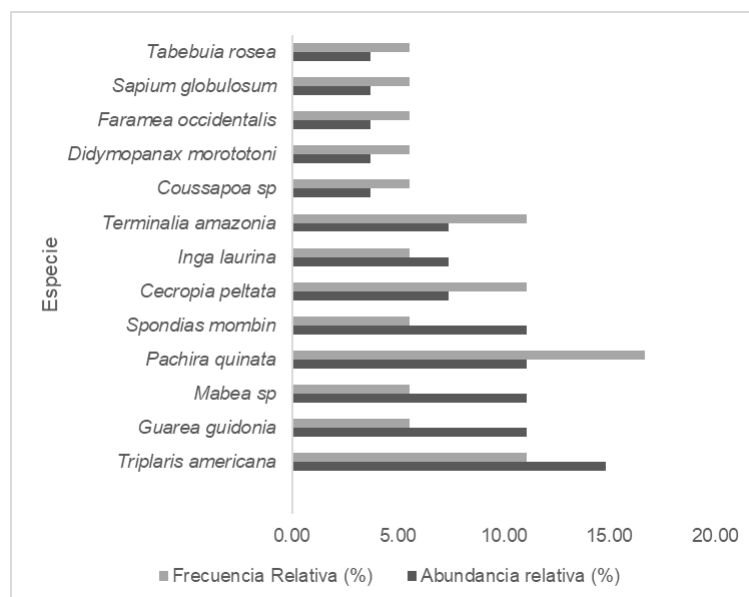
En cuanto a la frecuencia relativa, *Pachira quinata*, *Cecropia peltata* y *Terminalia amazonia* muestran una amplia distribución espacial, lo que sugiere una alta capacidad de

establecimiento en el área de estudio. Por el contrario, especies como *Sapium globulosum*, *Faramea occidentalis*, *Didymopanax morototoni* y *Coussapoa sp.* presentan valores bajos de abundancia y frecuencia, indicando una regeneración restringida.

En general, la composición de la regeneración natural está dominada por especies pioneras y secundarias tempranas, lo que refleja un proceso sucesional activo y condiciones favorables para la recuperación estructural del sistema forestal.

Figura 7

Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura I



4.9 Estructura horizontal de la regeneración natural

La estructura horizontal de la regeneración natural se evaluó mediante la frecuencia y la abundancia relativas de las especies registradas. Los resultados muestran una marcada variabilidad en la representatividad de las especies, evidenciando una comunidad dominada por un número reducido de taxones.

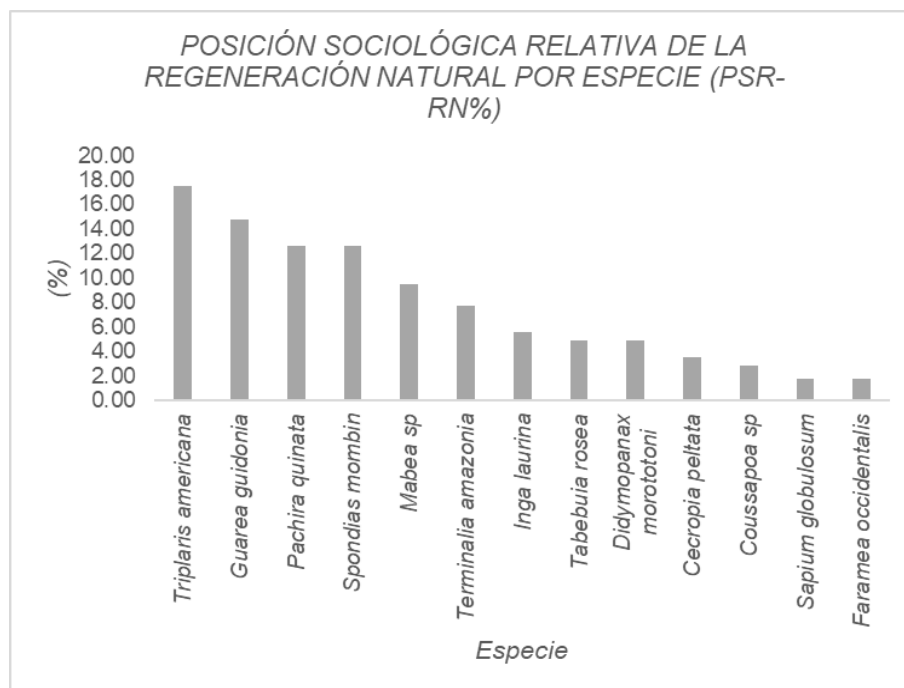
Las especies *Triplaris americana*, *Guarea guidonia* y *Inga sp.* presentaron los mayores valores de abundancia relativa, superando el 10 % del total de individuos registrados. De

manera similar, estas especies mostraron valores elevados de frecuencia relativa, lo que indica una amplia distribución espacial dentro del área muestreada.

En contraste, especies como *Tabebuia rosea*, *Sapium glandulosum* y *Terminalia amazonia* presentaron valores bajos tanto de abundancia relativa como de frecuencia relativa, reflejando una presencia limitada dentro de la regeneración natural.

Figura 8

Posición sociológica relativa de la regeneración natural por especie.



La estructura vertical de la regeneración natural se analizó a partir de la posición sociológica relativa (PSR). Los resultados indican una distribución desigual de las especies en los estratos evaluados, con una clara concentración de los mayores valores de PSR en pocas especies.

Triplaris americana presentó la mayor posición sociológica relativa, seguida por *Guarea guidonia* y *Cecropia peltata*, lo que evidencia su mayor representación dentro de los estratos verticales de la regeneración natural. Por el contrario, especies como *Tabebuia rosea* y

Terminalia amazonia registraron los valores más bajos de PSR, indicando una participación limitada en la estructura vertical del sistema.

Regeneración natural relativa

Tabla 3

Regeneración natural relativa

| Regeneración natural relativa (%) | Nombre científico |
|-----------------------------------|-------------------------------|
| 14.5 | <i>Triplaris americana</i> |
| 10.5 | <i>Guarea guidonia</i> |
| 8.7 | <i>Mabea sp</i> |
| 13.5 | <i>Pachira quinata</i> |
| 9.8 | <i>Spondias mombin</i> |
| 7.3 | <i>Cecropia peltata</i> |
| 6.2 | <i>Inga laurina</i> |
| 8.7 | <i>Terminalia amazonia</i> |
| 4.0 | <i>Coussapoa sp</i> |
| 4.7 | <i>Didymopanax morototoni</i> |
| 3.7 | <i>Faramea occidentalis</i> |
| 3.7 | <i>Sapium globulosum</i> |
| 4.7 | <i>Tabebuia rosea</i> |

La regeneración natural relativa muestra una mayor contribución de *Triplaris americana* (14,5 %) y *Pachira quinata* (13,5 %), indicando un alto potencial de reclutamiento y permanencia futura en el sistema. *Guarea guidonia* (10,5 %), *Spondias mombin* (9,8 %) y *Mabea sp.* (8,7 %) también presentan valores representativos, lo que evidencia una regeneración activa y constante.

Las especies *Terminalia amazonia* (8,7 %), *Cecropia peltata* (7,3 %) e *Inga laurina* (6,2 %) muestran una regeneración moderada, asociada a una distribución más dispersa dentro del área evaluada. En contraste, *Coussapoa sp.*, *Faramea occidentalis*, *Sapium globulosum*, *Didymopanax morototoni* y *Tabebuia rosea* presentan los valores más bajos de regeneración relativa, lo que sugiere una presencia limitada de individuos juveniles.

En conjunto, la regeneración natural relativa está dominada por especies pioneras y secundarias tempranas, reflejando un proceso sucesional activo y condiciones favorables para la recuperación estructural del sistema forestal.

4.10 Índice de valor de importancia amplificado para bosque intervenido cobertura I

Tabla 4

Índice de valor de importancia amplificado para bosque intervenido cobertura I

| Nombre científico | IVI | PSR | RNR | SUMATORIA |
|-------------------------------|------------|------------|------------|------------------|
| <i>Cecropia peltata</i> | 49.64 | 3.43 | 7.34 | 60.41 |
| <i>Copaifera officinalis</i> | 14.95 | | | 14.95 |
| <i>Coussapoa sp</i> | | 3.43 | 4.02 | 7.45 |
| <i>Didymopanax morototoni</i> | | 3.43 | 4.72 | 8.15 |
| <i>Faramea occidentalis</i> | 13.03 | 1.99 | 3.67 | 18.69 |
| <i>Guarea guidonia</i> | 7.08 | 23.65 | 10.47 | 41.20 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | 8.86 | | | 8.86 |
| <i>Inga laurina</i> | | 3.43 | 6.19 | 9.62 |
| <i>Inga sp</i> | 7.33 | | | 7.33 |
| <i>Mabea sp</i> | 53.06 | 4.33 | 8.71 | 66.10 |
| <i>Ochroma pyramidale</i> | 6.95 | 1.99 | | 8.94 |
| <i>Osmanthus fragrans</i> | 6.82 | | | 6.82 |
| <i>Pachira quinata</i> | | 11.19 | 13.47 | 24.66 |
| <i>Sapium globulosum</i> | | 1.99 | 3.67 | 5.66 |
| <i>Spondia mombin</i> | 55.37 | | | 55.37 |
| <i>Spondias mombin</i> | | 6.86 | 9.77 | 16.63 |
| <i>Tabebuia rosea</i> | | 3.43 | 4.72 | 8.15 |
| <i>Terminalia amazonia</i> | 54.84 | 3.43 | 8.75 | 67.01 |

| | | | | |
|----------------------------|------|-------|-------|------------|
| <i>Trema micranthum</i> | 8.21 | | | 8.21 |
| <i>Triplaris americana</i> | 6.81 | 27.44 | 14.49 | 48.74 |
| <i>Vitex orinocensis</i> | 7.05 | | | 7.05 |
| IVIA | | | | 500 |

El Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) integra la estructura horizontal, la estructura vertical y la regeneración natural, permitiendo identificar las especies con mayor relevancia ecológica dentro del sistema evaluado. Los resultados indican que *Terminalia amazonia* (67,01), *Mabea* sp. (66,10) y *Spondias mombin* (55,37) presentan los valores más altos de IVIA, lo que refleja su alta dominancia estructural, adecuada distribución vertical y un proceso de regeneración favorable.

De igual manera, *Cecropia peltata* (60,41) y *Triplaris americana* (48,74) muestran valores elevados, evidenciando especies bien representadas tanto en el estrato adulto como en la regeneración, lo que sugiere un alto potencial de permanencia en el sistema. Por el contrario, especies como *Coussapoa* sp., *Sapium globulosum*, *Didymopanax morototoni* y *Tabebuia rosea* presentan valores bajos de IVIA, indicando una menor contribución ecológica y una presencia limitada en la estructura y regeneración del sistema.

En términos generales, la distribución del IVIA evidencia un sistema dominado por especies pioneras y secundarias tempranas, característico de áreas intervenidas o en procesos de recuperación, lo cual sugiere una dinámica sucesional activa y una adecuada capacidad de regeneración del ecosistema.

4.11 Distribución diamétrica de la regeneración

Esta distribución diamétrica muestra un patrón claramente asimétrico, con una alta concentración de individuos en la clase diamétrica inferior (II) y una disminución progresiva del número de individuos hacia las clases superiores. Este comportamiento es típico de bosques

en etapas tempranas o intermedias de regeneración natural. Este patrón refleja un fuerte reclutamiento de individuos jóvenes y una escasa presencia de árboles maduros debido a perturbaciones pasadas, como tala o alteración del hábitat.

Figura 9

Distribución diamétrica de la regeneración natural en el bosque intervenido cobertura 1

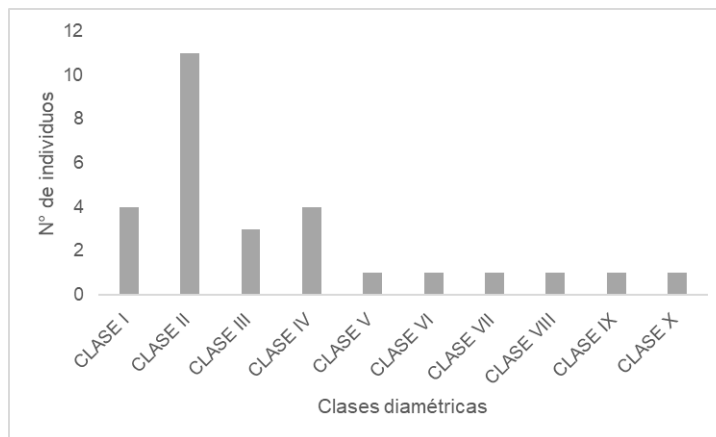


Tabla 5

Clases diamétricas

CLASES DIAMETRICAS (cm)

CLASE I (1.22 - 1.87)

CLASE II (1.88 - 2.52)

CLASE III (2.53 - 3.17)

CLASE IV (3.18 - 3.82)

CLASE V (3.83 - 4.48)

CLASE VI (4.49 - 5.13)

CLASE VII (5.14 - 5.78)

CLASE VIII (5.79 - 6.43)

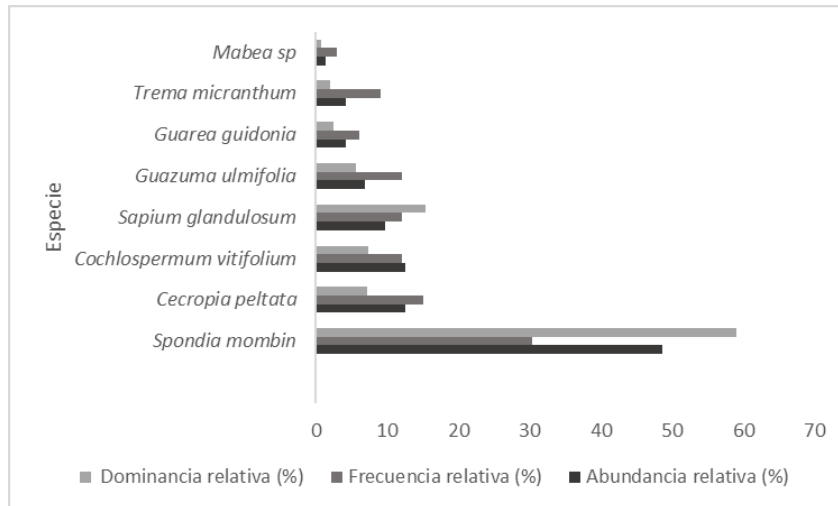
CLASE IX (6.44 - 7.08)

CLASE X (7.09 - 7.73)

4.12 Análisis de estructura horizontal bosque intervenido cobertura II

Figura 10

Estructura horizontal del bosque intervenido cobertura II



El análisis fitosociológico de la cobertura de regeneración natural permitió identificar la importancia ecológica relativa de las especies presentes mediante los parámetros de abundancia relativa, frecuencia relativa, dominancia relativa y su integración en el Índice de Valor de Importancia (IVI) (Tabla 6).

Se registraron un total de 72 individuos, distribuidos en 7 especies y 7 familias botánicas, lo que evidencia una comunidad vegetal con baja riqueza específica y fuerte concentración de individuos en pocas especies, característica típica de coberturas en estado sucesional temprano.

4.13 Abundancia

La mayor abundancia relativa correspondió a *Spondias mombin* con el 48,6 % del total de individuos, seguida por *Cecropia peltata* con 12,5 % y *Sapium glandulosum* con 9,7 %. Este patrón indica que *Spondias mombin* ejerce un claro dominio numérico sobre el conjunto

florístico, reflejando una alta capacidad de colonización y establecimiento en ambientes perturbados.

Las restantes especies presentan valores de abundancia inferiores al 10 %, lo cual evidencia una baja representación poblacional y sugiere que se encuentran en fases iniciales de incorporación al sistema.

4.14 Frecuencia

En términos de frecuencia relativa, *Spondias mombin* mostró también el valor más alto (30,3 %), al encontrarse presente en la mayoría de los transectos, lo que confirma su amplia distribución espacial dentro del área de estudio. *Cecropia peltata* (15,2 %) y *Guazuma ulmifolia* (12,1 %) también presentaron frecuencias relativamente altas, lo que indica que estas especies participan activamente en la estructuración inicial del sitio.

Las especies con baja frecuencia reflejan una distribución restringida, posiblemente asociada a condiciones microambientales específicas o a procesos de dispersión limitados.

4.15 Dominancia

La dominancia relativa, basada en el área basal, evidenció que *Spondias mombin* concentra el mayor aporte estructural (59,1 %), superando ampliamente al resto de las especies. Este resultado indica que, además de ser la especie más abundante y frecuente, presenta individuos con mayor porte dentro de la regeneración natural, consolidándose como la especie estructuradora principal del sistema.

Le siguen *Sapium glandulosum* (15,4 %) y *Cecropia peltata* (7,3 %), especies que, aunque con menor abundancia, contribuyen de forma significativa a la estructura del dosel incipiente.

4.16 Índice de Valor de Importancia (IVI)

El IVI confirma el rol dominante de *Spondias mombin*, con un valor de 99,1 %, muy superior al del resto de las especies. Este valor excepcionalmente alto refleja su hegemonía ecológica dentro de la comunidad vegetal, lo que indica una estructura altamente desigual y dominada por una sola especie clave.

Las especies secundarias en términos de IVI fueron *Sapium glandulosum* (34,2 %), *Cecropia peltata* (27,3 %) y *Guazuma ulmifolia* (26,7 %), las cuales desempeñan un papel complementario en la conformación estructural de la cobertura vegetal.

Las especies restantes presentan valores de IVI inferiores a 15 %, lo que indica una participación ecológica limitada dentro del conjunto florístico actual.

4.17 Índice de valor de importancia simplificado cobertura de regeneración natural

Tabla 6

Índice de valor de importancia simplificado cobertura de regeneración natural

| Nombre científico | Familia | IVIS | — |
|---------------------------------|---------------|--------|---|
| <i>Spondia mombin</i> | Anacardiaceae | 137.99 | |
| <i>Sapium glandulosum</i> | Euphorbiaceae | 37.24 | |
| <i>Cecropia peltata</i> | Urticaceae | 34.94 | |
| <i>Cochlospermum vitifolium</i> | Bixaceae | 32.05 | |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | Malvaceae | 24.68 | |
| <i>Trema micranthum</i> | Cannabaceae | 15.25 | |
| <i>Guarea guidonia</i> | Meliaceae | 12.74 | |
| <i>Mabea sp</i> | Euphorbiaceae | 5.11 | |

Las especies que presentan los mayores valores del Índice de Valor de Importancia (IVI) son consideradas las más relevantes dentro del ecosistema, debido a su alta abundancia y amplia distribución espacial. Estas características les confieren un papel estructural y funcional clave,

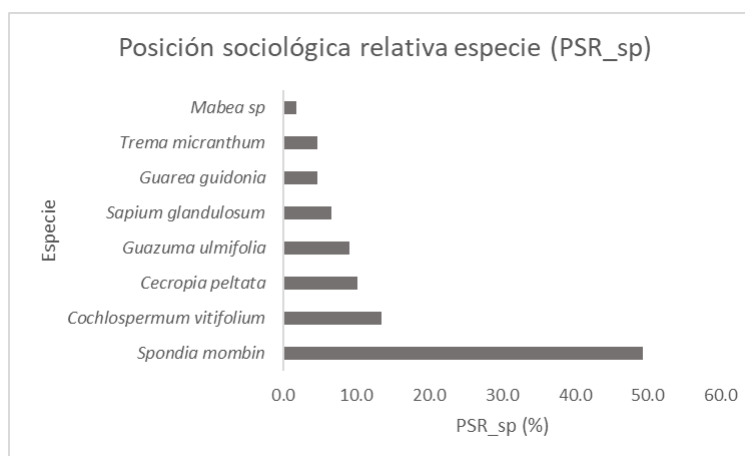
convirtiéndolas en especies soporte fundamentales para el mantenimiento de la estabilidad, la dinámica ecológica y la salud del ecosistema en el que se desarrollan.

4.18 Posición sociológica relativa

La gráfica revela una marcada dominancia sociológica ejercida por *Spondia mombin*, que supera ampliamente el 50% del PSR total. El resto de las especies presentan valores de (PSR_sp) considerablemente bajos y distribuidos de manera homogénea, lo cual refleja una estructura comunitaria poco equitativa, donde la mayoría de las especies participan de manera subordinada y con baja contribución relativa al ensamblaje. Estas especies como *Cecropia peltata*, *Guazuma ulmifolia*, *Sapium glandulosum* y *Trema micranthum* representan componentes típicos de estadios sucesionales tempranos, pero sin alcanzar la influencia ecológica de *Spondia mombin*. En conjunto, la gráfica muestra una comunidad altamente desigual, dominada por una sola especie clave, lo que es común en áreas de regeneración que se encuentran en etapas iniciales a intermedias donde pocas especies pioneras logran monopolizar la estructura del sitio.

Figura 11

Posición sociológica relativa por especie en bosque intervenido cobertura II



4.19 Distribución diamétrica del bosque intervenido cobertura II

Este patrón de distribución corresponde a una curva de tipo “J” invertida, característica de bosques jóvenes o en proceso de regeneración secundaria. La alta concentración de árboles en las clases diamétricas más bajas indica una población dominada por individuos jóvenes, lo cual sugiere que el sitio ha experimentado intervenciones antrópicas recientes.

Figura 12

Distribución diamétrica en bosque intervenido cobertura II.

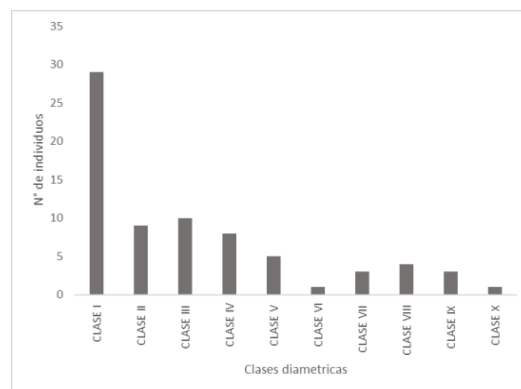


Tabla 7

Clases diamétricas

| <u>CLASES DIAMÉTRICAS (cm)</u> |
|-----------------------------------|
| <u>CLASE I (10 - 12.59)</u> |
| <u>CLASE II (12.6 - 14.88)</u> |
| <u>CLASE III (14.89 - 17.17)</u> |
| <u>CLASE IV (17.18 - 19.46)</u> |
| <u>CLASE V (19.47 - 21.75)</u> |
| <u>CLASE VI (21.76 - 24.04)</u> |
| <u>CLASE VII (24.05 - 26.33)</u> |
| <u>CLASE VIII (26.34 - 28.62)</u> |
| <u>CLASE IX (28.63 - 30.91)</u> |
| <u>CLASE X (30.92 - 33.2)</u> |

De igual manera en la cobertura de bosque intervenido II presenta una “J” invertida demostrando que, la disminución gradual hacia las clases superiores indica una baja

representación de árboles adultos o de gran porte. lo cual es esperable en coberturas que han sido intervenidas y se encuentran en etapas tempranas o medias de sucesión secundaria.

Esto sugiere que, aunque el bosque ha sufrido disturbios antrópicos (como tala selectiva o apertura de claros), mantiene su potencial de recuperación ecológica, evidenciado por la regeneración de individuos jóvenes.

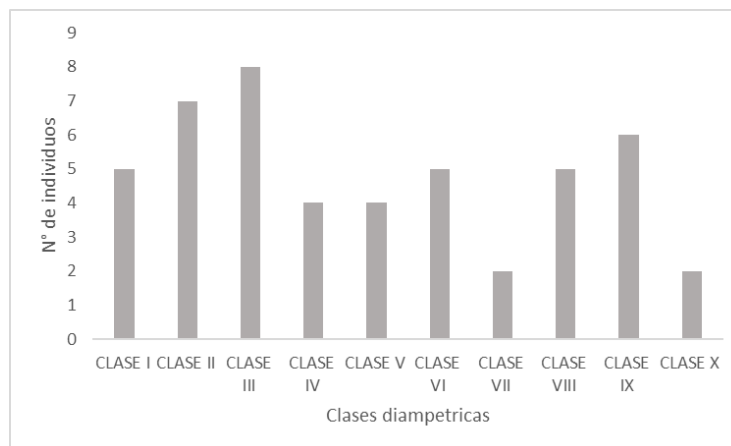
4.20 Distribución diamétrica de la regeneración natural en el bosque intervenido cobertura II

La distribución de individuos por clases diamétricas correspondiente a brinzales y latizales presenta un patrón irregular, con fluctuaciones marcadas entre clases consecutivas. Este comportamiento es característico de procesos de regeneración natural posteriores a una perturbación severa, como la tala rasa, donde el establecimiento de individuos juveniles ocurre de manera discontinua en el tiempo y el espacio.

La presencia de individuos en múltiples clases diamétricas, aunque con abundancias variables, indica que el área se encuentra en una fase activa de reclutamiento, con ingresos sucesivos de regeneración. No obstante, la ausencia de un patrón decreciente continuo sugiere que la regeneración no es homogénea ni constante, situación que puede verse acentuada por las actividades agrícolas desarrolladas en los límites de la cobertura, las cuales generan efectos de borde, modificaciones microambientales y disturbios recurrentes que influyen en la dinámica de establecimiento y supervivencia de los individuos juveniles.

Figura 13

Distribución diamétrica de la regeneración natural del bosque intervenido cobertura II

**Tabla 8**

Clases diamétricas

CLASES DIAMÉTRICAS (cm)

CLASE I (0.75 - 1.61)

CLASE II (1.62 - 2.46)

CLASE III (2.47 - 3.32)

CLASE IV (3.33 - 4.17)

CLASE V (4.18 - 5.03)

CLASE VI (5.04 - 5.88)

CLASE VII (5.89 - 6.74)

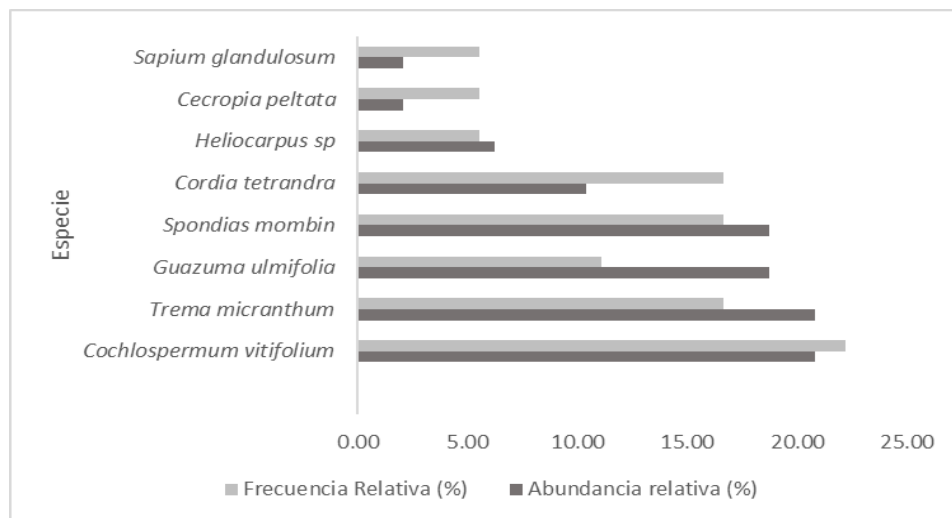
CLASE VIII (6.75 - 7.59)

CLASE IX (7.6 - 8.45)

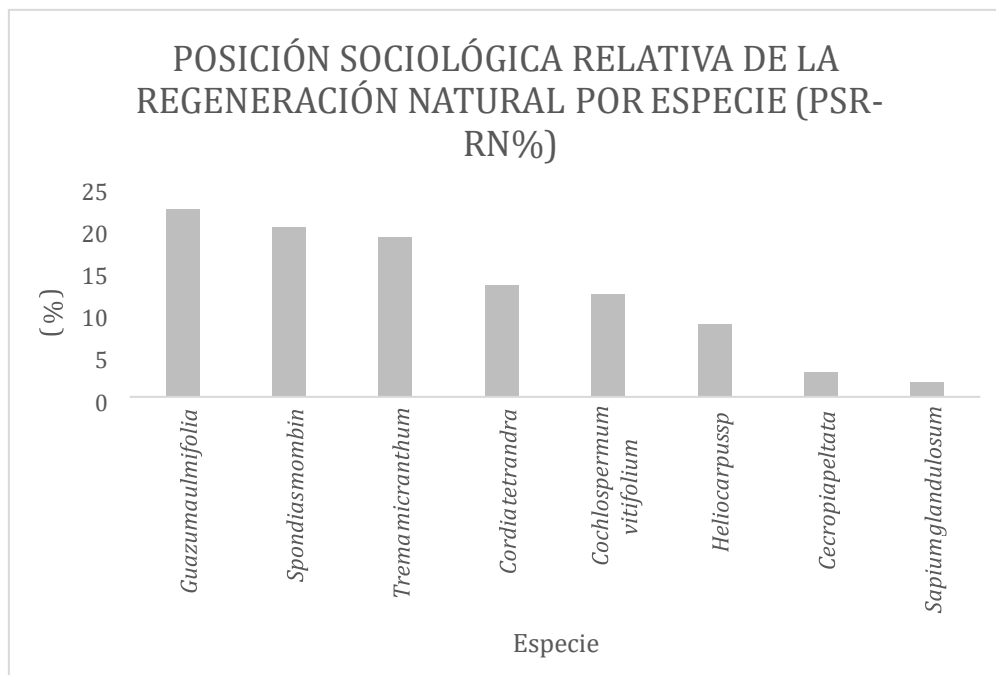
CLASE X (8.46 - 9.3)

4.21 Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura II

La presente gráfica, ilustra la relación entre la abundancia y la frecuencia de las especies analizadas en las categorías de brinzal y latizal. Los resultados indican que estas especies poseen una distribución óptima dentro del ecosistema, lo cual favorece la estabilidad del rodal y crea condiciones microclimáticas y estructurales propicias para el establecimiento de otras especies sucesionales.

Figura 14*Abundancia y frecuencia relativa regeneración natural cobertura II***4.22 Posición sociológica relativa de la regeneración natural en la cobertura II**

Revela que el bosque se encuentra en una fase dinámica de sucesión secundaria, donde especies como *Guazuma ulmifolia* (22.4%) y *Spondias mombin* (20.2%) ejercen una dominancia estructural determinante. El elevado peso de estas especies en los estados de brinzal y latizal indica un reclutamiento exitoso y una distribución vertical uniforme, lo que garantiza el relevo generacional del ecosistema. Esta configuración no solo asegura la estabilidad del rodal, sino que también cumple una función facilitadora; al establecer una estructura de dosel joven y denso, estas especies pioneras y de sucesión temprana modifican el microclima, generando las condiciones de sombra y humedad necesarias para que otras especies de estadios sucesionales tardíos puedan establecerse y prosperar.

Figura 15*Posición sociológica relativa de la regeneración natural en la cobertura II*

4.23 Regeneración natural relativa

Tabla 9*Regeneración natural relativa*

| Nombre científico | Regeneración natural relativa |
|---------------------------------|-------------------------------|
| <i>Cochlospermum vitifolium</i> | 18.4 |
| <i>Trema micranthum</i> | 18.8 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | 17.4 |
| <i>Spondias mombin</i> | 18.5 |
| <i>Cordia tetrandra</i> | 13.4 |
| <i>Heliocarpus sp</i> | 6.8 |
| <i>Cecropia peltata</i> | 3.5 |
| <i>Sapium glandulosum</i> | 3.1 |

Permite identificar las especies con mayor potencial de permanencia y sucesión dentro del ecosistema forestal. En este contexto, se observa un protagonismo marcado de individuos en estados de brinzal y latizal, liderado por especies como *Trema micranthum* (18.8%), *Spondias mombin* (18.5%) y *Cochlospermum vitifolium* (18.4%). Estos valores indican una presencia robusta de especies pioneras y secundarias tempranas que han logrado colonizar el estrato inferior de manera efectiva, asegurando un reclutamiento constante de individuos jóvenes.

La notable representatividad de estas especies sugiere una dinámica de facilitación ecológica, donde su rápida ocupación del espacio y su adaptabilidad a condiciones de luz intermedia preparan el sustrato para la transición hacia estadios sucesionales más avanzados. Por el contrario, la baja presencia de especies como *Sapium glandulosum* (3.1%) y *Cecropia peltata* (3.5%) en el estrato de regeneración señala una etapa donde la colonización inicial está siendo superada por especies con mayor capacidad competitiva en el sotobosque. En conjunto, esta estructura de regeneración evidencia un sistema forestal en recuperación activa, con una base juvenil diversa que garantiza la estabilidad estructural y funcional del bosque húmedo tropical a largo plazo.

4.24 Índice de valor de importancia ampliado (IVIA) para el bosque intervenido cobertura II

Tabla 10

Índice de valor de importancia ampliado (IVIA) para el bosque intervenido cobertura II

| Nombre científico | IVI | PSR | RNR | SUMATORIA |
|-------------------------|-------|-------|-------|-----------|
| <i>Cecropia peltata</i> | 34.94 | 2.88 | 3.51 | 41.32 |
| <i>Cochlospermum</i> | | | | |
| <i>vitifolium</i> | 32.05 | 12.23 | 18.43 | 62.71 |
| <i>Cordia tetrandra</i> | | 13.19 | 13.42 | 26.61 |

| | | | | |
|---------------------------|-------------|-------|-------|---------------|
| <i>Guarea guidonia</i> | 12.74 | | | 12.74 |
| <i>Guazuma ulmifolia</i> | 24.68 | 22.30 | 17.39 | 64.37 |
| <i>Heliocarpus sp</i> | | 8.63 | 6.81 | 15.45 |
| <i>Mabea sp</i> | 5.11 | | | 5.11 |
| <i>Sapium glandulosum</i> | 37.24 | 1.68 | 3.11 | 42.03 |
| <i>Spondia mombin</i> | 137.99 | | | 137.99 |
| <i>Spondias mombin</i> | | 20.14 | 18.52 | 38.66 |
| <i>Trema micranthum</i> | 15.25 | 18.94 | 18.81 | 53.01 |
| | IVIA | | | 500.00 |

A diferencia del Índice de Valor de Importancia (IVI) convencional, que se limita a describir la dominancia y representatividad de los individuos maduros en el dosel, el IVI Ampliado (IVIA) proporciona una comprensión integral de la trayectoria del ecosistema al integrar la dinámica de la regeneración natural. Como se observa en los resultados obtenidos (ver tabla 10), este índice permite discernir entre especies con una dominancia puramente fisonómica, como *Spondias mombin* que lidera con un IVIA de 137.99 basado casi exclusivamente en sus adultos, y especies con un respaldo poblacional sólido en los estratos de brinzal y latizal, como *Guazuma ulmifolia* (64.37) y *Trema micranthum* (53.01). Al registrar valores equilibrados en las columnas de PSR y RNR, estas últimas garantizan un relevo generacional efectivo, actuando como indicadores de resiliencia y potencial sucesional que definirán la fisonomía futura del bosque húmedo tropical.

4.25 Índices de similitud para bosque intervenido

El análisis del índice de Shannon (H') en el bosque intervenido presentó una mayor diversidad en la cobertura I ($H' = 2.23$) respecto la cobertura II ($H' = 1.61$). Esta diferencia indica una mayor diversidad específica y una distribución más equitativa de los individuos en

la cobertura I , En contraste, el valor reducido de H' en la cobertura II refleja una comunidad dominada por un número limitado de especies, con menor equidad en la distribución de individuos.

El índice de Jaccard arroja un resultado de ($J = 0.375$) donde se muestra una baja-moderada similitud de especies entre las dos coberturas evaluadas indicando comunidades distintas que son influenciadas por el estado sucesional de las coberturas.

El índice de Sorensen dio como resultado ($S = 0.545$) lo que indica una similitud moderada entre las dos coberturas evaluadas, esto sugiere que más de la mitad de la composición florística está compartida, principalmente por especies pioneras, aunque cada sitio mantiene un conjunto de especies exclusivas que evidencia diferencias en su estado sucesional y grado de intervención.

El análisis del índice de diversidad de Shannon–Wiener (H') para la regeneración natural temprana mostro una mayor diversidad en el bosque intervenido correspondiente a la Cobertura I ($H' = 2.23$) en comparación con la Cobertura II ($H' = 1.61$). Esta diferencia refleja una mayor diversidad específica y una distribución más equitativa de los individuos en la cobertura I. En contraste, el valor reducido del índice H' en la cobertura II indica una comunidad dominada por un número limitado de especies, con menor equidad en la distribución de los individuos.

El índice de similitud de Jaccard presentó un valor de $J = 0.375$, lo que evidencia una similitud baja a moderada en la composición de especies entre las dos coberturas evaluadas, indicando comunidades florísticamente distintas, influenciadas por el estado sucesional de cada cobertura.

Por su parte, el índice de Sørensen registró un valor de $S = 0.545$, lo que indica una similitud moderada entre ambas coberturas. Este resultado sugiere que una proporción considerable de la composición florística es compartida.

4.26 Composición florística y gremios ecológicos

El número de familias botánicas por transecto fue superior en el bosque intervenido cobertura I, reflejando una mayor heterogeneidad florística. Las familias más representativas fueron Fabaceae, Moraceae, Euphorbiaceae y Malvaceae, típicamente asociadas a bosques tropicales en recuperación. En los sitios de regeneración natural temprana predominaron Fabaceae y Cecropiaceae, lo que confirma el carácter pionero del área.

Figura 16

Cantidad de familias presentes por transecto en bosque intervenido cobertura I

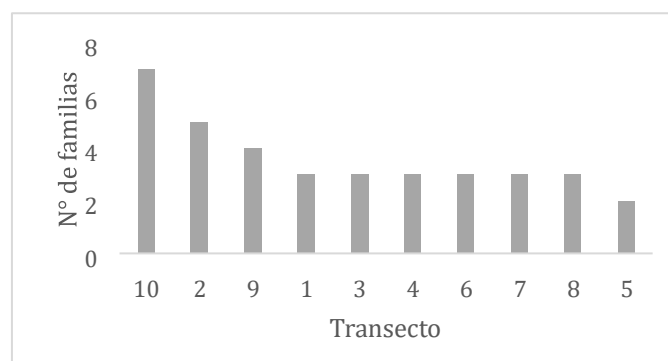
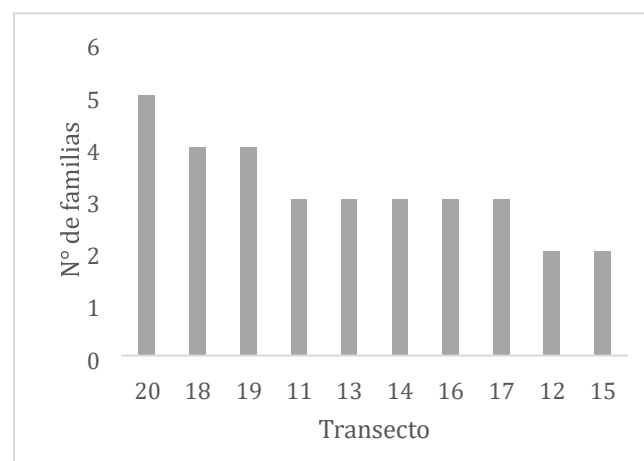


Figura 17

Cantidad de familias presentes por transecto en bosque de regeneración cobertura II



En términos de gremios ecológicos, se identificaron especies pioneras, intermedias y clímax. Las pioneras dominaron los sitios del bosque intervenido cobertura II, mientras que en el bosque intervenido cobertura I se observó la coexistencia de especies intermedias y clímax, lo que indica un proceso de sucesión activo y funcional. Revisar apéndices

4.27 Evaluación de árboles plus

Dentro de la cobertura de bosque intervenido se identificaron especies que reúnen las características necesarias para ser clasificadas como árboles plus, entre las cuales se destacan *Terminalia amazonia*, *Spondias mombin* y *Mabea sp.* Estas especies presentan los mayores valores de diámetro a la altura del pecho (DAP), con registros cercanos o superiores a 30 cm, lo que evidencia un adecuado desarrollo estructural y una posición dominante dentro de la comunidad vegetal.

Tabla 11

Evaluación de árboles plus

| Nombré científico | Nombré común | Familia | DAP | Vigor | Dominancia | Frondosidad | Est. Fito | Alt. | Total Puntaje |
|----------------------------|-----------------|---------------|------|-------|------------|-------------|-----------|------|---------------|
| <i>Terminalia amazonia</i> | Cortés amarillo | Combretaceae | 88.3 | 4 | 5 | 5 | 3 | 19.1 | 17 |
| <i>Spondias mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 46.6 | 5 | 5 | 5 | 3 | 16.4 | 18 |
| <i>Terminalia amazonia</i> | Cortés amarillo | Combretaceae | 43.5 | 4 | 5 | 5 | 3 | 23 | 17 |
| <i>Spondias mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 42.3 | 2 | 4 | 1 | 3 | 8.2 | 10 |
| <i>Spondias mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 37.2 | 4 | 4 | 5 | 3 | 14.8 | 16 |
| <i>Mabea sp</i> | NN | Euphorbiaceae | 35.1 | 4 | 5 | 4 | 3 | 19.7 | 16 |
| <i>Terminalia amazonia</i> | Cortés amarillo | Combretaceae | 32.3 | 4 | 5 | 4 | 3 | 15.8 | 18 |

Asimismo, los individuos evaluados se caracterizan por presentar buen vigor fisiológico, alta dominancia, óptimo estado fitosanitario y una frondosidad bien conformada, atributos que reflejan su capacidad de adaptación a las condiciones ambientales del sitio. En conjunto, estas características resaltan su importancia ecológica dentro del bosque intervenido, ya que actúan como potenciales fuentes de semillas y contribuyen de manera significativa al mantenimiento de la estructura, la funcionalidad y la resiliencia del ecosistema, siendo

elementos clave para los procesos de regeneración natural y para la planificación de acciones de manejo y restauración ecológica.

En la cobertura de regeneración natural se reconocieron especies que reúnen los criterios necesarios para ser consideradas como árboles plus, entre las cuales sobresalen *Spondias mombin*, *Sapium glandulosum* y *Guazuma ulmifolia*. Estos taxones se caracterizan por presentar diámetros a la altura del pecho (DAP) relativamente elevados, cercanos o superiores a 20 cm, lo que indica un adecuado desarrollo estructural en el marco del proceso sucesional.

Asimismo, los individuos seleccionados evidencian un vigor vegetativo favorable, una marcada dominancia dentro del estrato arbóreo, un estado fitosanitario bueno y una copa bien conformada. Dichos atributos reflejan su capacidad de adaptación a las condiciones locales y resaltan su importancia como elementos clave para la conservación del germoplasma nativo y el fortalecimiento de la regeneración natural, al funcionar como potenciales fuentes semilleras y contribuir a la estabilidad y resiliencia ecológica del bosque intervenido.

4.3 Herramientas de manejo del paisaje

Con base en los resultados del análisis estructural de la vegetación y la identificación de árboles semilleros potenciales y candidatos, se definieron herramientas de manejo del paisaje adaptadas a un sistema productivo netamente arrocero. Las herramientas propuestas priorizan la regulación hídrica, la conectividad ecológica y la reducción de la presión antrópica sobre los parches de bosque remanentes, sin interferir con la dinámica productiva ni la mecanización del cultivo de arroz.

Las herramientas seleccionadas se fundamentan en el aprovechamiento de áreas no cultivables del predio, tales como bordes de canales de riego y drenaje, diques, caminos

internos, linderos externos y franjas ribereñas, integrando especies nativas identificadas como árboles semilleros potenciales y candidatos (*Terminalia amazonia*, *Spondias mombin*, *Mabea* sp.).

4.3.1 Herramientas de manejo del paisaje propuestas para la finca arrocera.

La presente propuesta consiste en el diseño e implementación de una faja vegetal estratificada como herramienta de manejo del paisaje orientada a disminuir la presión de plagas y reducir el uso de plaguicidas químicos en sistemas arroceros. Esta estructura combina especies herbáceas, frutales y arbóreas con funciones complementarias, conformando una barrera física y ecológica que mejora la regulación natural de insectos plaga.

Tabla 12

Propuestas de herramientas de manejo del paisaje.

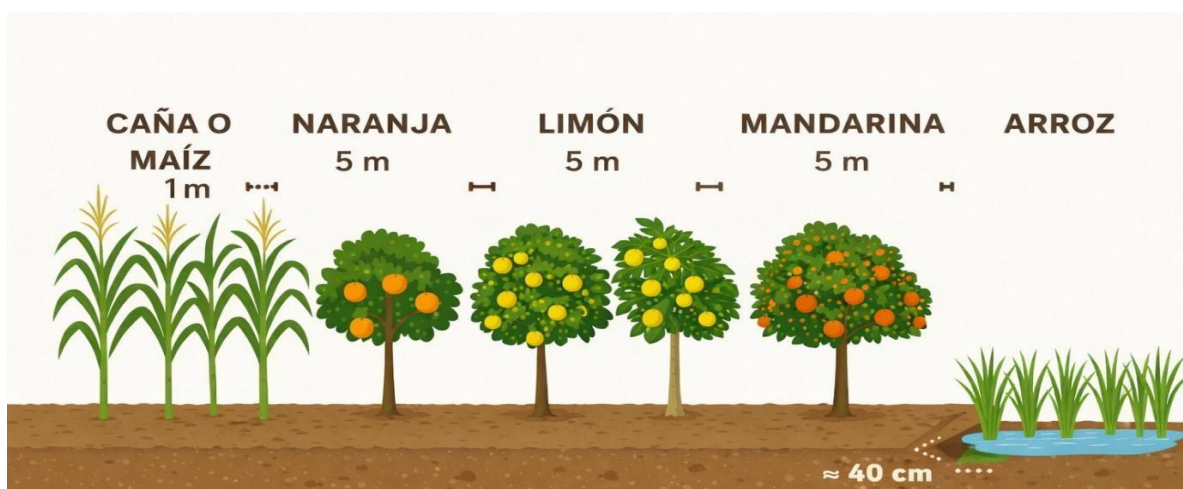
| Herramienta de manejo del paisaje | de | Ubicación dentro del predio | del | Función ecológica principal | Especies de soporte |
|--|-----------|-------------------------------------|------------|--|--|
| Revegetalización de bordes de canales | de | Canales de riego y drenaje | de | Regulación hídrica, control de sedimentos y conectividad lineal | <i>Terminalia amazonia</i> , <i>Spondias mombin</i> , <i>Mabea</i> sp. |
| Árboles aislados | nativos | Diques, caminos y linderos | y | Núcleos de dispersión de semillas y conservación de germoplasma | <i>Terminalia amazonia</i> , <i>Spondias mombin</i> |
| Cercas funcionales | vivas | Linderos externos del predio | del | Reducción de presión sobre parches de bosque y conectividad periférica | <i>Terminalia amazonia</i> , <i>Mabea</i> sp. |
| Enriquecimiento de parches y franjas ribereñas | y | Áreas cultivables y caños naturales | no y | Soporte sucesional y protección hídrica | Especies nativas del bosque intervenido |
| Faja vegetal estratificada | | Borde de cultivo arroz | de de | Barrera física y ecológica que mejora la regulación natural de insectos plaga. | |

La faja está compuesta por tres elementos vegetales dispuestos en estratos sucesivos:

- Una franja de caña o maíz establecida en 4 hileras, con una distancia entre plantas de 0,30 m y entre surcos de 1,0 m, y caña de 10 a 12 yemas por metro y surcos de 1.5m.
- Una hilera de naranjo con separación de 5,0 m entre plantas.
- Una hilera de papaya con distanciamiento de 3,0 m entre individuos.

Figura 18

Propuesta herramienta de manejo del paisaje. Imagen generada con IA.



Toda esta estructura se instalará sobre un elevamiento de terreno de 40 cm respecto al nivel del cultivo de arroz, conformando una berma vegetada que potencia el efecto de barrera y mejora las condiciones de drenaje para las especies frutales.

Desde una perspectiva funcional, la franja de maíz actúa como un primer nivel de protección, reduciendo la entrada de insectos voladores y rastreros hacia el arroz. Su densidad y arquitectura vertical permiten interrumpir corrientes de viento, desorientar plagas y servir como cultivo trampa, disminuyendo la presión sobre el cultivo principal. Estudios en sistemas integrados de arroz y especies acompañantes demuestran que la inclusión de plantas estructuralmente densas puede reducir el ataque de insectos al limitar su movilidad y dispersión (Rodenburg et al., 2022).

El estrato arbóreo, conformado por cítricos como naranjos, limoneros y mandarinos, constituye un componente clave para la provisión de recursos tróficos tales como néctar, polen y refugio, los cuales favorecen la permanencia y actividad de avispas parasitoides, sírfidos, crisópodos y otros organismos reguladores de plagas. La diversidad de especies cítricas incrementa la oferta floral y la heterogeneidad estructural del sistema, fortaleciendo las interacciones ecológicas benéficas y el control biológico natural.

5. Discusión.

Análisis de la estructura horizontal del bosque intervenido – Cobertura I

Los resultados de la estructura horizontal en la cobertura I evidencian una comunidad dominada por un reducido número de especies con altos valores de abundancia, frecuencia y dominancia relativa. De acuerdo con lo planteado por Almazán-Núñez., et al (2012), este patrón es típico de bosques secundarios en estadios sucesionales intermedios, donde especies pioneras y secundarias tempranas concentran gran parte de la biomasa y controlan la dinámica del bosque.

En concordancia con Cindy (2023), la dominancia de especies pioneras como *Cecropia peltata* y *Mabea* sp. sugiere una respuesta adaptativa a disturbios previos, ya que estas especies presentan altas tasas de crecimiento y amplia tolerancia ecológica. No obstante, en contraste con lo esperado para etapas sucesionales más avanzadas, la persistencia de altos valores de IVI en estas especies indica que el reemplazo por especies de estadios tardíos aún es limitado, posiblemente por disturbios recurrentes o restricciones ambientales locales.

Análisis de la estructura vertical del bosque intervenido – Cobertura I

La estructura vertical mostró una dominancia de especies pioneras e intermedias en los estratos bajos y medios. De acuerdo con Peralta., et al (2018), este tipo de organización vertical es característica de bosques secundarios con historial de disturbio, donde la estratificación se encuentra en proceso de consolidación.

Sin embargo, en contraste con lo planteado por García & Torres (2023), quienes indica que la diversificación vertical tiende a incrementarse en ausencia de disturbios, la limitada representación de especies en el estrato superior sugiere que el proceso sucesional podría estar siendo interferido por presiones antrópicas continuas.

Distribución diamétrica del bosque intervenido – Cobertura I

La distribución diamétrica en forma de “J” invertida coincide con lo reportado por García., et al (2010). Para bosques con regeneración natural activa, lo que refleja la dinámica del bosque y su estructura poblacional, con predominancia de individuos jóvenes y una menor cantidad de árboles adultos.

No obstante, al contrastar estos resultados con Yepes., et al (2010), se evidencia que la baja representación de individuos en clases diamétricas superiores limita la transición hacia estadios más maduros, lo que sugiere que la recuperación estructural aún es incompleta.

Distribución diamétrica de la regeneración natural – Cobertura I

La concentración de individuos en las clases diamétricas más bajas concuerda con lo descrito por Carvajal & Calvo (2013). para estadios sucesionales tempranos, dominados por especies heliófitas de rápido crecimiento, en este caso, los resultados confirman que la regeneración natural se encuentra en una fase inicial, con alto potencial de establecimiento, pero baja complejidad estructural.

Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) Bosque intervenido cobertura

I

El Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) permitió evaluar de forma integral la relevancia ecológica de las especies del bosque intervenido, al incorporar tanto la dominancia estructural de los individuos adultos como su participación en los procesos de regeneración natural. Este enfoque concuerda con lo planteado por Finegan Hernández & Giménez (2016), quien resalta la importancia de considerar la regeneración para interpretar adecuadamente la dinámica sucesional.

Los resultados muestran que especies como *Spondias mombin* y *Terminalia amazonia* presentan altos valores de IVIA sustentados principalmente en su dominancia en el dosel, lo que indica una fuerte influencia fisonómica, aunque con una contribución limitada al relevo generacional. En contraste, *Triplaris americana* y *Guazuma ulmifolia* registraron valores elevados de IVIA asociados a una participación equilibrada entre IVI, PSR y RNR, patrón característico de especies pioneras con alta capacidad de regeneración, como lo señala Juan et al. (2021).

Asimismo, especies con valores relevantes de PSR y RNR, pero con bajo IVI, evidencian un alto potencial para incrementar su importancia estructural en etapas sucesionales posteriores, tal como lo describen ATAÍDE., et al (2022). Por el contrario, las especies con bajos valores de IVIA reflejan una presencia limitada tanto en el dosel como en la regeneración, posiblemente asociada a restricciones ecológicas o competitivas.

Análisis de la estructura horizontal del bosque intervenido – Cobertura II

En la cobertura II, la fuerte dominancia de *Spondias mombin* concuerda con lo planteado por Almazán-Núñez., et al (2012) para comunidades en etapas tempranas de

sucesión, donde pocas especies monopolizan los recursos disponibles. En contraste con bosques secundarios más avanzados, la baja riqueza específica registrada evidencia una estructura simplificada y una alta desigualdad ecológica.

Estructura vertical y posición sociológica – Cobertura II

La dominancia sociológica de *Spondias mombin* confirma una organización vertical incipiente, coherente con lo señalado Cindy (2023), para comunidades en fases tempranas de sucesión en la que escasa diferenciación estratificada indica una limitada complejidad funcional del sistema.

Distribución diamétrica del bosque intervenido y de la regeneración natural – Cobertura II

La distribución diamétrica en forma de “J” invertida concuerda con lo descrito por García., et al (2010) y Yepes., et al (2010), evidenciando un reclutamiento activo. Sin embargo, en contraste con sistemas más avanzados, la ausencia de individuos de gran diámetro sugiere que el proceso sucesional aún se encuentra condicionado por disturbios pasados y por la falta de protección de árboles maduros.

Discusión del Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) en bosque intervenido cobertura II

El análisis del Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA) permitió una interpretación más integral de la dinámica ecológica del bosque intervenido, al incorporar no solo la dominancia estructural de los individuos adultos (IVI), sino también la contribución de las especies en los procesos de regeneración natural a través de los componentes de posición sociológica relativa (PSR) y regeneración natural relativa (RNR). Este enfoque coincide con lo

propuesto por Hernández & Giménez (2016), quien destaca que la evaluación de la sucesión forestal requiere considerar simultáneamente la estructura actual y el potencial de reemplazo poblacional.

Los resultados evidencian una clara diferenciación entre especies con dominancia principalmente fisonómica y aquellas con un rol ecológico más amplio en la dinámica del ecosistema. *Spondias mombin* presentó el mayor valor de IVIA, sustentado casi exclusivamente en su alto IVI, lo que indica una fuerte dominancia en el dosel. Sin embargo, su ausencia de valores relevantes en PSR y RNR sugiere una limitada contribución al relevo generacional. Este patrón concuerda con lo señalado por Toledo., et al (2025), quien indica que algunas especies dominantes en bosques secundarios pueden persistir estructuralmente sin asegurar su reemplazo en el tiempo ya que esto no garantiza su remplazo.

En contraste, especies como *Guazuma ulmifolia* y *Trema micranthum* registraron valores elevados de IVIA derivados de una combinación equilibrada entre IVI, PSR y RNR. De acuerdo con Polisel (2013), este comportamiento es característico de especies pioneras y secundarias tempranas con alta capacidad de regeneración, las cuales desempeñan un papel clave en la estabilización temprana del bosque y en la facilitación de la sucesión. La presencia simultánea de individuos adultos y una regeneración activa indica un proceso de reemplazo poblacional funcional.

Asimismo, especies como *Cochlospermum vitifolium* y *Cordia tetrandra* mostraron valores intermedios de IVIA, asociados a una participación tanto en el estrato adulto como en la regeneración. Según Polisel (2013), valores intermedios de IVIA, asociados a una participación tanto en el estrato adulto como en la regeneración

Índices de diversidad y similitud en el bosque intervenido

Los valores del índice de diversidad de Shannon–Wiener (H') obtenidos para las coberturas analizadas reflejan diferencias claras en la complejidad florística asociadas al estado sucesional. La mayor diversidad registrada en la cobertura I es consistente con lo planteado por González., et al (2020), quien señala que los bosques secundarios en estados sucesionales intermedios suelen presentar una mayor riqueza y equidad en la distribución de especies, como resultado de la coexistencia de especies pioneras, secundarias tempranas y algunas de estadios más avanzados. De manera similar, Jadán., et al (2017), indica que el incremento del índice H' está estrechamente relacionado con la reducción de disturbios y el aumento del tiempo de recuperación del ecosistema.

En contraste, el valor reducido del índice H' observado en la cobertura II concuerda con lo descrito por Mena Mosquera et al., (2016), quienes destacan que las áreas en regeneración natural temprana suelen estar dominadas por pocas especies altamente competitivas, lo que se traduce en una menor diversidad y equidad quien asocia la baja diversidad inicial con la dominancia de especies pioneras adaptadas a ambientes abiertos y altamente perturbados.

El índice de similitud de Jaccard, que evidenció una similitud baja a moderada entre las coberturas, respalda lo señalado por Escobar., et al (2025), quien plantea que valores bajos de similitud suelen reflejar diferencias marcadas en la composición florística asociadas a gradientes ambientales o a distintas trayectorias sucesionales. En este sentido, la baja coincidencia de especies entre las coberturas sugiere que el estado sucesional y el grado de intervención han condicionado la presencia de conjuntos florísticos diferenciados.

Por su parte, el valor moderado del índice de Sørensen indica la existencia de un grupo de especies compartidas entre ambas coberturas, resultado que coincide con lo reportado por Sierra., et al (2020), quien menciona que las especies pioneras de amplia tolerancia ecológica suelen persistir a lo largo de varias etapas de la sucesión secundaria y que estas especies

desempeñan un papel clave en la conectividad ecológica y en la facilitación del establecimiento de especies de estadios sucesionales posteriores.

Diversidad y similitud florística en la regeneración natural temprana

Los valores del índice de diversidad de Shannon–Wiener (H') obtenidos para las coberturas analizadas evidencian diferencias significativas en la estructura florística asociadas al grado de avance sucesional. La mayor diversidad registrada en la cobertura I concuerda con lo señalado por González., et al (2020), quien indica que los bosques intervenidos que han transitado hacia estadios sucesionales intermedios presentan una mayor riqueza y una distribución más equitativa de los individuos, producto de una mayor heterogeneidad ambiental y estructural.

En contraste, el menor valor del índice H' observado en la cobertura II es consistente con lo reportado por Cindy (2023) y Yepes., et al (2010) quienes describen que las áreas en regeneración natural temprana suelen estar dominadas por pocas especies altamente competitivas, lo que se traduce en una menor diversidad y equidad, esta dominancia inicial responde a la capacidad de las especies pioneras para colonizar rápidamente espacios abiertos y aprovechar condiciones de alta disponibilidad de luz.

El valor del índice de similitud de Jaccard indica una similitud baja a moderada entre las coberturas evaluadas, lo que coincide con lo planteado por Sierra., et al (2020), quien sostiene que diferencias en el estado sucesional y en el historial de disturbio suelen reflejarse en una baja coincidencia de especies entre comunidades. Este resultado sugiere que cada cobertura mantiene una composición florística particular, determinada por las condiciones ambientales y los procesos sucesionales dominantes.

Por su parte, el índice de Sørensen evidenció una similitud moderada entre ambas coberturas, lo cual concuerda con lo expuesto por Gonzales., et al (2020), quienes mencionan que, aun en escenarios con diferencias estructurales marcadas, es común la presencia de un conjunto de especies compartidas, especialmente aquellas con amplia tolerancia ecológica y estrategias pioneras. Estas especies suelen persistir a lo largo de varias etapas de la sucesión secundaria, actuando como elementos de conexión florística entre comunidades

Diversidad, composición florística y gremios ecológicos

Los gremios ecológicos identificados también son consistentes con los hallazgos de la literatura. Fabaceae, Moraceae y Euphorbiaceae —familias dominantes en el bosque intervenido— son ampliamente reportadas en bosques secundarios por su capacidad de fijación de nitrógeno, tolerancia a suelos degradados y contribución a la recuperación de la fertilidad. Torres-Torres et al. (2016) documentaron igualmente que Moraceae y Arecaceae tienden a dominar en bosques en sucesión intermedia, un comportamiento congruente con la composición observada en Arauca

Evaluación de árboles semilleros

La presencia de árboles semilleros potenciales dentro del área de estudio respalda lo planteado por Vargas-Ríos y Mora (2007), quienes destacan que la conservación de individuos semilleros constituye una estrategia clave para garantizar la regeneración natural y la sostenibilidad ecológica de los bosques secundarios. En el presente estudio, especies como *Terminalia amazonia*, *Spondias mombin* y *Mabea* sp. presentan características estructurales y fitosanitarias que les permiten actuar como fuentes efectivas de propágulos.

En concordancia con lo reportado para paisajes intervenidos, la permanencia de estos árboles favorece la dispersión de semillas y la conectividad ecológica, especialmente en matrices agrícolas donde las fuentes semilleras suelen ser limitadas. No obstante, en contraste con sistemas donde existe una mayor densidad de árboles maduros, el número reducido de individuos semilleros identificado podría restringir la velocidad del proceso sucesional, lo que resalta la importancia de su protección y manejo.

Herramientas de manejo del paisaje

Lozano (2009), demuestra que las herramientas de manejo del paisaje son un componente estratégico para la conservación de la biodiversidad en paisajes rurales, ya que permiten intervenir de forma planificada territorios altamente transformados, incrementando su resiliencia ecológica y promoviendo un uso sostenible de los recursos naturales. Dichos autores demostraron que la integración de árboles dentro de sistemas productivos, particularmente en agroforestería arrocera, incrementa la resiliencia del suelo, mejora la retención hídrica y promueve la biodiversidad funcional, siempre que exista una planificación del manejo de la competencia entre árboles y cultivos. En Arauca, la presencia de árboles semilleros vigorosos y el avance sucesional identificado sugieren que, pese a la presión agrícola, el paisaje mantiene capacidad de regeneración si se aplican prácticas agroforestales o de manejo sostenible. Esto concuerda con el enfoque de Piedra., et al (2017), que propone incorporar elementos arbóreos en bordes, rondas hídricas y zonas de amortiguación como estrategia de sostenibilidad productiva y ecológica.

La integración de los resultados locales con las propuestas de Piedra., et al (2017) y Rodenburg et al. (2022) apunta a que la restauración ecológica en Arauca puede acelerarse mediante estrategias de paisaje productivo sostenible: inclusión de árboles en áreas agrícolas,

conservación de árboles semilleros, manejo de franjas riparias y reducción de prácticas degradantes. Esto es coherente con los estados sucesionales observados en las parcelas evaluadas, donde la regeneración natural ya aporta una base ecológica sobre la cual se pueden implementar prácticas de conservación activa.

La comparación de estos resultados con los planteamientos de Rodenburg et al. (2022) sobre agroforestería arrocerá permite establecer paralelos relevantes en términos de resiliencia ecológica y manejo sostenible del paisaje. El estudio de Rodenburg y colaboradores demostró que la integración de especies leñosas dentro de sistemas agrícolas incrementa la fertilidad del suelo, mejora la retención de humedad y favorece la productividad de los cultivos, siempre que se maneje adecuadamente la competencia por luz y nutrientes. De manera similar, en el contexto de la finca de los tres potrillos, la presencia de árboles semilleros vigorosos y de especies pioneras con rápido crecimiento puede interpretarse como un proceso natural de agroecologización del paisaje, donde los remanentes forestales funcionan como nodos de regeneración y como reservorios genéticos que promueven la restauración pasiva. Esta analogía sugiere que, al igual que en los sistemas de agroforestería con arroz, la interacción entre árboles y vegetación secundaria representa una estrategia eficaz para recuperar la funcionalidad ecológica sin requerir grandes insumos externos, contribuyendo así a la mitigación de la degradación y al aumento de la sostenibilidad de los sistemas productivos (Rodenburg et al., 2022).

6. Conclusiones

El análisis integrado de la estructura horizontal y vertical, junto con los índices de diversidad y los indicadores IVI, IVIA, PSR y RNR, permitió caracterizar de manera precisa el estado estructural y sucesional de las dos coberturas evaluadas: el bosque intervenido (Cobertura I) y el bosque intervenido (Cobertura II). En la cobertura I, la estructura horizontal

evidenció una dominancia marcada de algunas especies, lo que se reflejó en altos valores de IVI, indicando una fuerte influencia fisonómica en la conformación actual del bosque.

En términos de estructura vertical, la cobertura I mostró una organización más compleja, con especies que presentan valores relevantes de posición sociológica relativa y regeneración natural relativa, lo que evidencia una dinámica poblacional más estable y un mayor potencial de continuidad estructural. Por el contrario, la cobertura II se caracterizó por una estructura vertical simple, dominada por especies pioneras con alta capacidad de establecimiento, lo que refleja un estado sucesional temprano.

Los índices de diversidad confirmaron estas diferencias, registrándose valores más altos en la cobertura I, lo que indicó una mayor diversidad específica y una distribución más equitativa de los individuos, mientras que la cobertura II presentó menor diversidad, asociada a la dominancia de un número reducido de especies. De igual manera, el análisis mediante el Índice de Valor de Importancia Ampliado permitió diferenciar especies con dominancia estructural actual de aquellas que desempeñan un rol funcional clave en la regeneración y en la configuración futura del bosque.

En conjunto, los resultados evidencian que ambas coberturas responden a trayectorias sucesionales diferentes: la cobertura I se encuentra en un estado sucesional más avanzado, con mayor estabilidad ecológica, mientras que la cobertura II corresponde a una fase inicial del proceso de regeneración natural.

La identificación del estado sucesional de la vegetación nativa en zonas afectadas por la expansión de la frontera agrícola facilitó la comprensión de la dinámica ecológica del paisaje y la identificación de la incidencia del uso previo del suelo en los procesos de regeneración vegetal. Este estudio brinda información esencial para entender la estructura y el

funcionamiento de las coberturas existentes, consolidándose como una base importante para la formulación de estrategias de restauración y manejo ecológico del territorio.

La valoración de árboles semilleros a partir de sus características fenotípicas puso de manifiesto la importancia de preservar individuos con adecuada condición estructural y fitosanitaria como actores clave en la regeneración natural. Estos individuos desempeñan una función fundamental en el suministro de germoplasma nativo y en el aumento de la resiliencia ecológica, favoreciendo la permanencia de los procesos sucesionales en paisajes disturbados por la intervención antrópica.

La formulación de propuestas a través de herramientas de manejo del paisaje permitió articular criterios ecológicos y productivos, promoviendo una visión sostenible del uso del territorio. La incorporación de estructuras vegetales funcionales no solo incrementa la heterogeneidad del paisaje y fortalece los procesos ecológicos, sino que también contribuye de manera significativa a la conservación de los ecosistemas. Estas estructuras favorecen la provisión de servicios ecosistémicos como la regulación hídrica, la conservación del suelo, el mantenimiento de la biodiversidad y el control biológico, generando un equilibrio entre la actividad agrícola y la integridad ecológica del territorio, en coherencia con los enfoques contemporáneos de manejo sostenible del paisaje.

7. Recomendaciones

Se recomienda profundizar en el seguimiento temporal de la dinámica sucesional, mediante monitoreos periódicos que permitan evaluar la evolución estructural y florística de las coberturas intervenidas. El establecimiento de parcelas permanentes facilitaría el seguimiento de los cambios en la composición de especies, la transición entre gremios ecológicos y la estabilidad del proceso de regeneración natural a mediano y largo plazo.

De igual manera, se considera pertinente integrar variables edáficas e hidrológicas en futuras investigaciones, dado que la fertilidad del suelo, la compactación y el régimen hídrico influyen de manera directa en el reclutamiento, crecimiento y permanencia de las especies arbóreas. La incorporación de estos factores permitiría una interpretación más integral de la trayectoria sucesional.

En relación con la conservación del germoplasma, se recomienda ampliar la evaluación de los árboles semilleros identificados mediante el seguimiento fenológicos continuo y, de ser posible, estudios de variabilidad genética, con el fin de fortalecer la selección de fuentes semilleras locales y garantizar la diversidad genética en programas de restauración ecológica.

Desde el enfoque de manejo del paisaje, se sugiere evaluar la funcionalidad ecológica de las herramientas propuestas, particularmente las fajas vegetales estratificadas y las cercas vivas, a través del monitoreo de indicadores como la conectividad ecológica, la presencia de fauna asociada y la regulación natural de insectos plaga. Este tipo de evaluación permitiría validar su efectividad y optimizar su diseño en sistemas productivos similares.

Adicionalmente, se plantea como perspectiva relevante la replicación de este enfoque metodológico en otros paisajes agrícolas del departamento de Arauca y de la Orinoquia colombiana, con el fin de comparar estados sucesionales, respuestas de la regeneración natural y efectividad de las herramientas de manejo del paisaje en distintos contextos de uso del suelo.

Referencias bibliográficas

- Alberton, B., Martin, T. C. M., da Rocha, H. R., Richardson, A. D., Moura, M. S. B., Torres, R. C. A.-N., Del Coro Arizmendi, M., Eguiarte, L. E., & Corcuera, P. (2012). Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4), 1096–1109. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.4.1011>
- Álvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G., & Newton, A. C. (2005). Efectos de perturbaciones en el banco de semillas de fragmentos de bosque nublado mexicano. *Biotropica*, 37(3), 337–342.
- Aparicio-Rentería, A., Viveros-Viveros, H., & Rebolledo-Camacho, V. (2018). Huertos semilleros clonales: una alternativa para los programas de reforestación en Veracruz. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(20). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i20.373>
- Ataíde, W. L. da S., Fortaleza, A. P., Schwartz, G., Albuquerque, G. D. P., Amorim, M. B., Menezes, U. F. R., Menezes, I. S., Costa, R. R. S., Carneiro, F. S., & Pinheiro, K. A. O. (2022). Uso alternativo do solo como forma de recuperação de área degradada. *Research, Society and Development*, 11(8), e41511828207. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i8.28207>
- Avella-M., A., García-G., N., Fajardo-Gutiérrez, F., & González-Melo, A. (2019). Patrones de sucesión secundaria en un bosque seco tropical interandino de Colombia: implicaciones para la restauración ecológica. *Bosque*, 38(1), 141–154. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000100015>
- Brown, N. (2004). Natural regeneration of tropical rain forests. En J. Burley, J. Evans & J. A. Youngquist (Eds.), *Encyclopedia of forest sciences*. Elsevier.

- Carvajal-Vanegas, D., & Calvo-Alvarado, J. (2013). Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 10(25), 1–10. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v10i25.1371>
- Chuine, I., & Régnière, J. (2017). Process-based models of phenology for plants and animals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 159–182. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022706>
- Congreso de la República de Colombia. (1993). Ley 99 de 1993. Diario Oficial No. 41.146.
- Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability. *The American Naturalist*, 111(982), 1119–1144. <https://doi.org/10.1086/283241>
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), & Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (2019). Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Biblioteca Digital Ambiental SIE. <https://sie.car.gov.co/handle/20.500.11786/37651>
- Cortés-Ballén, L., Camacho-Ballesteros, S., & Matoma-Cardona, M. (2020). Estudio de la composición y estructura del bosque andino localizado en Potrero Grande, Chipaque (Colombia). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 23(1), e1483. <https://doi.org/10.31910/rudca.v23.n1.2020.1483>
- Dalling, J. W. (2002). Ecología de semillas. En M. R. Guariguata & G. H. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (pp. 345–375). Ediciones LUR.
- De la Orden, E. A. (2020). La sucesión ecológica. Editorial Científica Universitaria – Universidad Nacional de Catamarca.
- Di Gregorio, A., & Jansen, L. J. M. (2005). Land cover classification system. FAO.

- Dirección General de Protección Civil y Emergencias. (s. f.). Riesgo antrópico. <https://www.proteccioncivil.es>
- FAO. (2011). Guide to evaluating natural resources for land-use planning. FAO.
- FAO. (2019). Normas para bancos de germoplasma. FAO Knowledge Repository.
- Federación Nacional de Cultivadores de Palma de Aceite (Fedepalma). (2018). Herramientas de manejo del paisaje – HMP: estrategia de conservación de biodiversidad en cultivos de palma de aceite. Repositorio Fedepalma.
- Fenner, M., & Thompson, K. (2005). The ecology of seeds. Cambridge University Press.
- Garwood, N. C. (1989). Tropical soil seed banks: A review. En M. A. Leck, V. T. Parker & R. L. Simpson (Eds.), Ecology of soil seed banks. Academic Press.
- González Sepúlveda, D. A., López Camacho, R., Parrado Rosselli, Á., Salgado Negret, B. E., & Urbina Cardona, J. N. (2020). Diversidad, recambio de especies y rasgos funcionales comunitarios en bosques altoandinos en dos estados sucesionales [Tesis de maestría].
- Grupo Cambio Global. (s. f.). Vulnerabilidad de los bosques y sus servicios ambientales al cambio climático.
- Hurtado-M., A. B., Muñoz, J. C., Echeverry-Galvis, M. Á., & Norden, N. (2022). Bosques sucesionales en Colombia: una oportunidad para la recuperación de paisajes transformados. *Caldasia*, 44(2). <https://doi.org/10.15446/caldasia.v44n2.102020>
- Instituto Humboldt. (2024). Datos de deforestación nacional 2019–2020. Bogotá, Colombia.
- Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., & Bongers, F. (2021). The role of land-use history in driving successional pathways. *Biological Reviews*, 96(4), 1511–1529. <https://doi.org/10.1111/brv.12694>

- Jaramillo-Correa, J. P., et al. (2021). Adaptive genetic variation in tree species and its importance for ecological restoration. *Restoration Ecology*, 29(5), e13300.
<https://doi.org/10.1111/rec.13300>
- Linares, R. (2015). Guía para la ordenación forestal integral y sostenible en Colombia.
- Lozano-Zambrano, F. H. (Ed.). (2009). Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto Humboldt & CAR.
- Marsh, C. J., et al. (2025). Tropical forest clearance impacts biodiversity and function. *Science*.
<https://doi.org/10.1126/science.adf9856>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis report. Island Press.
- Poorter, L., et al. (2023). Successional theories. *Biological Reviews*, 98(6), 2031–2054.
<https://doi.org/10.1111/brv.12995>
- Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice. Springer.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press.

Apéndices

Apéndice A

Toma de datos Dasométricos.



Apéndice B

Base de datos.

| R# | Nombre científico | Nombre com. | Familia | DAP | Altura total | Vig. | Dominancia | Frondosidad | Estado fitosanitario | Área basal m ² | Categoría | FF | Volumen total m ³ | Volumen comercial m ³ | Observaciones |
|----|-----------------------------|-----------------|---------------|------|--------------|------|------------|-------------|----------------------|---------------------------|-------------|------|------------------------------|----------------------------------|-----------------------------|
| 1 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 14.1 | 10 | 3 | D | 1 | R | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.10 | 0.06 | Terminas |
| 1 | <i>Triplaris americana</i> | Vars sana | Bombacaceae | 14 | 9 | 4 | D | 1 | B | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.09 | 0.08 | Marmecofilia |
| 1 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 12.4 | 7.2 | 2 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.06 | 0.02 | |
| 2 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 12.4 | 6.8 | 2 | CD | 1 | B | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.05 | 0.02 | |
| 2 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 44.8 | 15 | 5 | D | 3 | R | 0.16 | Gran fustal | 0.65 | 1.54 | 0.00 | |
| 2 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 29.4 | 13.5 | 2 | D | 3 | R | 0.07 | Fustal | 0.65 | 0.60 | 0.44 | Terminas y lianas |
| 2 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 29.3 | 15.6 | 2 | D | 3 | R | 0.07 | Fustal | 0.65 | 0.68 | 0.50 | |
| 2 | <i>Vitex orinocensis</i> | Guarataro | Lamiaceae | 16.1 | 8.7 | 2 | CD | 3 | R | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.12 | 0.05 | |
| 2 | <i>Faresea occidentalis</i> | Manzanillo | Rubiaceae | 10.5 | 7.5 | 1 | CD | 1 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.04 | 0.01 | Terminas y lianas |
| 3 | <i>Terminalia amazonia</i> | Cortés amarillo | Combretaceae | 88.3 | 19 | 4 | D | 3 | R | 0.61 | Gran fustal | 0.65 | 7.56 | 5.57 | |
| 3 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 45.9 | 15 | 4 | D | 3 | R | 0.15 | Gran fustal | 0.65 | 1.48 | 0.00 | |
| 3 | <i>Guzmania ulmifolia</i> | Guazmo | Mabaceae | 27.3 | 13.4 | 4 | D | 1 | R | 0.06 | Fustal | 0.65 | 0.51 | 0.27 | |
| 4 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 33.4 | 17 | 4 | D | 3 | R | 0.09 | Gran fustal | 0.65 | 0.97 | 0.00 | |
| 4 | <i>Ochroma pyramidale</i> | Babo | Mabaceae | 15.3 | 13.5 | 2 | D | 2 | R | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.16 | 0.06 | |
| 4 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 13.4 | 10.5 | 4 | D | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.10 | 0.03 | |
| 4 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 13.2 | 14 | 3 | D | 3 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.12 | 0.03 | |
| 4 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 38.3 | 13.8 | 3 | D | 3 | B | 0.12 | Gran fustal | 0.65 | 1.03 | 0.00 | |
| 5 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 12.3 | 9.9 | 3 | D | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.08 | 0.02 | |
| 5 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 11.2 | 10.3 | 3 | D | 3 | B | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.01 | |
| 6 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 46.6 | 16.4 | 5 | D | 3 | R | 0.17 | Gran fustal | 0.65 | 1.82 | 1.33 | |
| 6 | <i>Copifera officinalis</i> | Acéite maría | Fabaceae | 29.3 | 17.4 | 5 | D | 3 | B | 0.07 | Fustal | 0.65 | 0.76 | 0.50 | |
| 6 | <i>Copifera officinalis</i> | Acéite maría | Fabaceae | 28.5 | 14.1 | 5 | D | 3 | B | 0.06 | Fustal | 0.65 | 0.58 | 0.34 | |
| 6 | <i>Euterpe sp</i> | Palma | Areaceae | 11.6 | 9.8 | 5 | CD | 3 | B | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.00 | |
| 7 | <i>Trema micranthum</i> | Uvita | Cannabaceae | 23.9 | 14.6 | 4 | CD | 3 | R | 0.04 | Fustal | 0.65 | 0.26 | 0.12 | Epifitas, lianas y terminas |
| 7 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 12.4 | 8.8 | 2 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.05 | 0.01 | |
| 7 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 12.3 | 9.4 | 2 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.02 | |
| 7 | <i>Faresea occidentalis</i> | Manzanillo | Rubiaceae | 11.1 | 9.7 | 2 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.06 | 0.01 | |
| 7 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 10.7 | 4.5 | 1 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.03 | 0.01 | |
| 8 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 51.4 | 16.5 | 4 | D | 3 | B | 0.21 | Gran fustal | 0.65 | 2.23 | 0.00 | |
| 8 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 47.4 | 14.2 | 4 | D | 3 | B | 0.18 | Gran fustal | 0.65 | 1.63 | 0.00 | |
| 8 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 37.2 | 14.8 | 4 | D | 3 | R | 0.11 | Gran fustal | 0.65 | 1.05 | 0.67 | |
| 8 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 33.4 | 14.6 | 4 | D | 3 | R | 0.09 | Gran fustal | 0.65 | 0.83 | 0.00 | |
| 8 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 13 | 8.7 | 2 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.08 | 0.03 | |
| 8 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 10 | 7.1 | 3 | CD | 2 | R | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.04 | 0.01 | |
| 9 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 42.3 | 8.2 | 2 | CD | 1 | R | 0.14 | Gran fustal | 0.65 | 0.75 | 0.28 | |
| 9 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 35 | 19.7 | 4 | D | 3 | R | 0.10 | Gran fustal | 0.65 | 1.23 | 0.76 | |
| 9 | <i>Osmantibus fragrans</i> | Olivo duke | Okaceae | 14.1 | 4.8 | 2 | CD | 3 | R | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.05 | 0.03 | |
| 9 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 13 | 7.4 | 2 | D | 2 | B | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.06 | 0.02 | |
| 9 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 11.7 | 7.4 | 4 | D | 3 | B | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.05 | 0.02 | |
| 10 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 51.2 | 16.5 | 4 | D | 3 | B | 0.21 | Gran fustal | 0.65 | 2.21 | 0.49 | 0.00 |
| 10 | <i>Attalea butyracea</i> | Palma de vino | Areaceae | 44.3 | 16.3 | 4 | D | 3 | B | 0.15 | Gran fustal | 0.65 | 1.63 | 0.00 | |
| 10 | <i>Terminalia amazonia</i> | Cortés amarillo | Combretaceae | 43.5 | 23 | 4 | D | 3 | R | 0.15 | Gran fustal | 0.65 | 2.22 | 1.72 | |
| 10 | <i>Terminalia amazonia</i> | Cortés amarillo | Combretaceae | 32.3 | 15.8 | 4 | D | 3 | B | 0.08 | Gran fustal | 0.65 | 0.84 | 0.50 | |
| 10 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 22.1 | 13.6 | 4 | D | 3 | B | 0.04 | Fustal | 0.65 | 0.34 | 0.19 | |
| 10 | <i>Inga sp</i> | Guazmo | Fabaceae | 18.3 | 12.9 | 3 | D | 3 | B | 0.03 | Fustal | 0.65 | 0.22 | 0.12 | |
| 10 | <i>Guarea guidonia</i> | Sambocedro | Melastaceae | 16.4 | 7.6 | 3 | CD | 2 | B | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.10 | 0.05 | |
| 10 | <i>Mabea sp</i> | | Euphorbiaceae | 16.3 | 8.3 | 3 | D | 2 | M | 0.02 | Fustal | 0.65 | 0.11 | 0.03 | |
| 10 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 13.3 | 10.1 | 4 | D | 3 | B | 0.01 | Fustal | 0.65 | 0.09 | 0.02 | |

| R# | Nombre científico | Nombre com. | Familia | DAP | Altura total | Vig. | Dominancia | Frondosidad | Estado fitosanitario | Dímetro may. | Dímetro menor | Área basal m ² | Categoría | FF | Volumen total m ³ | Volumen comercial m ³ | Observaciones | |
|----|---------------------------------|---------------|---------------|------|--------------|------|------------|-------------|----------------------|--------------|---------------|---------------------------|-----------|-------------|------------------------------|----------------------------------|---------------|--|
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 26.7 | 5.5 | 8.3 | 3 | D | 3 | B | 6.5 | 4.1 | 0.056 | Fustal | 0.65 | 0.30 | 0.20 | |
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 11.9 | 1.92 | 5.8 | 2 | D | 2 | B | 6.1 | 1.5 | 0.011 | Fustal | 0.65 | 0.04 | 0.01 | |
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 16 | 6 | 10.5 | 3 | D | 3 | B | 7.2 | 3.5 | 0.071 | Gran fustal | 0.65 | 0.84 | 0.28 | |
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 20.3 | 3.6 | 7.8 | 3 | D | 3 | B | 7.1 | 5.4 | 0.032 | Fustal | 0.65 | 0.16 | 0.08 | |
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 11.5 | 1.8 | 8.3 | 3 | D | 3 | B | 3.8 | 2.2 | 0.010 | Fustal | 0.65 | 0.06 | 0.01 | |
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 16.4 | 2.5 | 5.3 | 3 | D | 3 | B | 7.8 | 1.7 | 0.021 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.03 | |
| 11 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 14.3 | 2.3 | 6.9 | 3 | D | 3 | B | 5.1 | 2.2 | 0.016 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.02 | |
| 11 | <i>Cecropia peltata</i> | Yarumo | Urticaceae | 18.6 | 3.7 | 8.2 | 3 | D | 3 | B | 4.2 | 3.8 | 0.027 | Fustal | 0.65 | 0.14 | 0.07 | |
| 11 | <i>Guarea guidonia</i> | Sambocedro | Melastaceae | 12.4 | 2.1 | 5.2 | 3 | D | 3 | B | 2.4 | 1.9 | 0.012 | Fustal | 0.65 | 0.04 | 0.02 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 21.2 | 3.2 | 6.8 | 2 | D | 3 | R | 5.3 | 2.7 | 0.035 | Fustal | 0.65 | 0.16 | 0.07 | |
| 12 | <i>Trema micranthum</i> | Rosa amarilla | Biacaeae | 15.2 | 2.8 | 6.1 | 2 | D | 2 | R | 5.2 | 0.8 | 0.018 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.03 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 17.8 | 4.7 | 7.1 | 3 | D | 3 | B | 4.8 | 3.2 | 0.025 | Fustal | 0.65 | 0.11 | 0.08 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 17.2 | 3.3 | 6.5 | 2 | D | 2 | B | 4.2 | 1.5 | 0.023 | Fustal | 0.65 | 0.10 | 0.05 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 14.7 | 3.2 | 6.1 | 2 | D | 2 | R | 3.1 | 2.5 | 0.017 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.04 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 12 | 1.7 | 4.3 | 2 | CD | 2 | R | 7 | 1.8 | 0.011 | Fustal | 0.65 | 0.03 | 0.01 | |
| 12 | <i>Cochlospermum vitifolium</i> | Rosa amarilla | Biacaeae | 11.2 | 1.5 | 4.8 | 2 | CD | 2 | B | 3.3 | 0.8 | 0.010 | Fustal | 0.65 | 0.03 | 0.01 | |
| 12 | <i>Cochlospermum vitifolium</i> | Rosa amarilla | Biacaeae | 18.4 | 2.7 | 6.9 | 2 | D | 2 | R | 3.5 | 2.8 | 0.027 | Fustal | 0.65 | 0.12 | 0.05 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 11.9 | 1.9 | 5.4 | 2 | D | 2 | B | 3.5 | 3 | 0.011 | Fustal | 0.65 | 0.04 | 0.01 | |
| 12 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 11.6 | 2.9 | 7.4 | 3 | D | 2 | R | 4.6 | 1.9 | 0.020 | Fustal | 0.65 | 0.10 | 0.04 | |
| 13 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 19.6 | 4.1 | 8.8 | 2 | CD | 2 | R | 4.1 | 3.4 | 0.020 | Fustal | 0.65 | 0.17 | 0.08 | |
| 13 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 19.3 | 3.7 | 7 | 2 | CD | 2 | R | 4.1 | 3.2 | 0.029 | Fustal | 0.65 | 0.13 | 0.07 | |
| 13 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 16.9 | 6.1 | 7.2 | 2 | CD | 2 | R | 2.7 | 1.2 | 0.022 | Fustal | 0.65 | 0.10 | 0.09 | |
| 13 | <i>Sapium glandulosum</i> | Lechero | Euphorbiaceae | 24.9 | 7.3 | 13.2 | 2 | CD | 2 | R | 6.8 | 4.1 | 0.049 | Fustal | 0.65 | 0.42 | 0.23 | |
| 13 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 19.4 | 3.1 | 6.4 | 2 | CD | 2 | R | 4.3 | 2.1 | 0.030 | Fustal | 0.65 | 0.12 | 0.06 | |
| 13 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 20.7 | 6.8 | 10.3 | 2 | D | 2 | R | 5.4 | 2.5 | 0.040 | Gran fustal | 0.65 | 0.50 | 0.33 | |
| 14 | <i>Trema micranthum</i> | Uvita | Cannabaceae | 13.5 | 2.8 | 7.4 | 2 | CD | 3 | B | 4.3 | 4 | 0.014 | Fustal | 0.65 | 0.07 | 0.03 | |
| 14 | <i>Spondia mombin</i> | Jobo | Anacardiaceae | 10.3 | 1.5 | 5.3 | 2 | CD | 2 | B | 3.2 | 2 | 0.008 | Fustal | 0.65 | 0.03 | 0.01 | |

Apéndice C

Volumenes de la cobertura I y II.

