



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Efectos de los incendios forestales sobre la resiliencia de bosques tropicales de tierras bajas

María Constanza Meza Elizalde

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias. Departamento de Biología
Bogotá, Colombia
Año 2023

Efectos de los incendios forestales sobre la resiliencia de bosques tropicales de tierras bajas

María Constanza Meza Elizalde

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título
de:

Doctora en Ciencias - Biología

Director (a):

Ph.D. Dolors Armenteras Pascual
Universidad Nacional de Colombia

Línea de Investigación:

Ecología

Grupo de Investigación:

Ecología del paisaje y modelación de ecosistemas - ECOLMOD

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias. Departamento de Biología
Bogotá, Colombia
Año 2023

No hay barrera, cerradura ni cerrojo que puedas imponer a la libertad de mi mente.

Virginia Woolf

No estoy aceptando las cosas que no puedo cambiar, estoy cambiando las cosas que no puedo aceptar.

Angela Davis

Existen pocas armas en el mundo tan poderosas como una niña con un libro en la mano.

Malala Yousafzai

*Dedicada a mi hijo **Tomás**, quien es mi mayor motivación. A mis padres, **Pablo Meza** y **Nubia Elizalde**, quienes han luchado incansablemente por mi bienestar y me han brindado su amor incondicional. A mi abuela **Beatriz Navarrete** y mi tía **Rosaura Mesa**, quienes me han acompañado en cada paso de mi vida con su apoyo inquebrantable. A mi pareja, **Arturo Cortés**, quien con su apoyo incondicional ha hecho más fácil esta travesía. Por último, al **Departamento del Vichada**, un tesoro invaluable de riqueza natural y cultural.*

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.



1022358943 Bta.

María Constanza Meza Elizalde

Fecha 17/07/2023

Agradecimientos

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento y sincero reconocimiento a todas las personas que con su generosidad y contribución invaluable han desempeñado un papel crucial en mi proceso de formación académica y en el exitoso desarrollo de mi tesis doctoral. Este logro significativo ha sido el resultado directo del apoyo incondicional y la colaboración desinteresada de quienes menciono a continuación.

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a la doctora Dolors Armenteras por abrirme las puertas en el Grupo de Investigación en Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas (Ecolmod). Tengo el honor y el reto de llevar con orgullo el legado del trabajo colaborativo de ECOLMOD, contribuyendo éticamente al avance del conocimiento y la conservación de nuestros ecosistemas, inspirada por el ejemplo positivo de sus integrantes y con la convicción de que a través del trabajo colaborativo puedo marcar una diferencia en el mundo de la ciencia.

Agradezco a mi amiga y colega, Tania Gonzales Delgado, quien desde mi ingreso a ECOLMOD ha brindado un apoyo invaluable. Su excelencia científica ha sido una constante fuente de inspiración para mí, y su amistad me ha brindado el respaldo emocional necesario para superar cualquier obstáculo en este camino académico. Agradezco especialmente su apoyo en todas las etapas de mi tesis, desde la colecta de datos hasta sus valiosos consejos para la producción académica de artículos. Investigar junto a ella es un honor que enriquece mi trayectoria científica.

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento al doctor Josep Maria Espelta, investigador del CREAM - Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales, quien dirigió mi pasantía y se convirtió en un pilar sólido para el desarrollo de esta investigación. Su dedicación y compromiso fueron ejemplares, y siempre estuvo dispuesto a atenderme de manera oportuna, brindando su orientación y experiencia en cada paso

del camino. Agradezco sinceramente por su generosidad, por su tiempo y por su dedicación en esta etapa de mi formación como investigadora. Su mentoría ha sido invaluable y ha dejado una huella perdurable en mí.

No puedo dejar de mencionar a los profesores que me guiaron a lo largo de los cursos que tomé durante mi doctorado en Ciencias - Biología. La doctora Fagua Álvarez Flórez, la doctora Luz Marina Melgarejo y el doctor Xavier Marquínez Casas, cuya expertise y dedicación en sus campos de estudio han sido un faro de conocimiento, así mismo su pasión desbordante por cada asignatura y sus valiosos consejos sirvieron como una fuente constante de inspiración que han enriquecido significativamente mi trabajo de investigación.

Agradezco de corazón a mis compañeros del grupo de investigación en Ecología del Paisaje y Modelación de Ecosistemas (Ecolmod). Su disposición constante para colaborar ha sido invaluable. Juntos, compartimos el sueño de contribuir a un país con mayor justicia social, donde el conocimiento influya en la gestión de los territorios para lograr paisajes más resilientes. La solidaridad y el apoyo mutuo que hemos compartido a lo largo de este camino de investigación han sido fundamentales para superar desafíos y alcanzar nuestros objetivos. Tania González, Sebastián Barreto, Alejandra Reyes, Nathalia Moreno, Arturo Cortes, José Muñoz, José Luis Camargo y Juan Felipe Bautista, cada uno de ustedes ha aportado valiosas perspectivas y conocimientos que han enriquecido nuestra labor colectiva. Es un privilegio contar con compañeros comprometidos y apasionados, dispuestos a trabajar juntos por un bien común. Juntos estamos dejando una huella significativa en el campo de la ecología del paisaje y la ecología del fuego.

El trabajo de campo realizado en esta investigación desde el año 2017 hasta el año 2022, fue sumamente intenso, y el logro de esta tesis no hubiera sido posible sin el apoyo de aquellos que respaldaron esta etapa. Su dedicación y esfuerzo en largas jornadas, en condiciones climáticas agrestes en el Vichada, fueron fundamentales para la obtención de los datos necesarios. Agradezco profundamente a todos aquellos que contribuyeron activamente en el trabajo de campo, enfrentando los desafíos y las adversidades con determinación y profesionalismo: Tania González Delgado, Francisco Castro Lima, Alejandra Reyes Palacios, Nathalia Moreno Niño, Jorge Arturo Cortes Galindo, Juliana Vélez, Mateo Fernández Lucero, Mauricio Matoma y Robinson Rojas.

Expreso mi profundo agradecimiento a los investigadores locales, cuya sabiduría, visión y experiencia en su territorio fueron fundamentales para el desarrollo del trabajo de campo de esta investigación. Me siento verdaderamente privilegiado por haber tenido la oportunidad de aprender de estas personas amables y contar con su guía experta. Gracias Brayan Marín, Beyker Castañeda, Luis Piñeros (Piña), Luis Gutiérrez (Negro), Henry Steves Terán (Don macho), Jorge Luis Galvis y Jacinto Terán, su compromiso y disposición para compartir su experiencia y conocimientos enriquecieron significativamente mi trabajo.

Agradezco sinceramente a las Reservas Naturales de la Sociedad Civil Bojonawi, Doñana y Los Robles por haber abierto generosamente las puertas de sus espacios naturales y sus hogares para llevar a cabo esta investigación. No hubiese sido posible esta investigación sin su valiosa contribución y su confianza. Gracias por brindarnos la oportunidad de explorar y estudiar estos entornos naturales únicos. Su apertura y generosidad son un testimonio de su compromiso con la preservación de la biodiversidad y la promoción de la investigación científica. Su dedicación a la conservación de los ecosistemas del Vichada es una fuente de inspiración. Específicamente me gustaría expresar mi más profundo agradecimiento a la Fundación Omacha y, en particular, a su director científico Fernando Trujillo, por su apoyo continuo para llevar a cabo nuestro trabajo en la RNSC Bojonawi. A Alejandro Herrera Villegas, Nathaly Herrera Correal, Eusebia Correal Betancour, José Sady Bernal y Marco Herrera Villegas, quienes forman parte de la familia de la RNSC Doñana. Su apoyo y colaboración en este proyecto han sido fundamentales y han dejado una huella significativa no los resultados obtenidos sino en mí. Asimismo, expreso mi profundo agradecimiento a Fanny Tibusay Díaz Franco, Arturo Triana y Yesid Triana, quienes forman parte de la familia de la RNSC Los Robles. Su apoyo incondicional y su disposición para colaborar han sido de un valor incalculable y han contribuido en gran medida al avance de esta investigación.

No puedo dejar de mencionar los cuidados amorosos durante nuestras estancias en campo de Doña Fanny de RNSC Los Robles, de Doña Nelcy Vega, de Doña Pipa (Francia Helena Saavedra) y Don Pipi (Yony Lesmer Castillo). Sus atenciones y preocupación por nosotros fueron un aliento y nos dieron la fuerza necesaria para seguir adelante con nuestro trabajo con la mejor energía posible. Agradezco sinceramente su amabilidad y cuidado, que contribuyeron en gran medida a nuestro bienestar y al éxito de esta investigación.

El trabajo de colecta de material vegetal, determinación y procesamiento fue exhaustivo y requirió de un gran esfuerzo. En este sentido, quiero expresar mi profundo agradecimiento a Francisco Castro Lima por su apoyo invaluable durante nuestras jornadas en el campo. Además, deseo agradecer de manera especial a todo el equipo del Herbario Nacional de Colombia del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia. Su experiencia y la información disponible en el herbario fueron fundamentales para el desarrollo de esta investigación. Quiero extender mi agradecimiento a todas las personas que hicieron posible el acceso a los valiosos registros y, en particular, a los profesores que ayudaron con la determinación de un gran volumen de material vegetal: Carlos Parra, Gerardo Antonio Aymard y William Ariza. Quiero dedicar un reconocimiento especial al Profesor Gilberto Emilio Mahecha (Q.E.P.D.) por su valiosa colaboración en la determinación del material vegetal. Su experiencia y conocimiento fueron de un valor incalculable y su legado perdurará en esta investigación. A todos ellos, mi más sincero agradecimiento por su apoyo, dedicación y contribución en el proceso de colecta, determinación y procesamiento del material vegetal. Sin su colaboración y experiencia, este aspecto crucial de la investigación no habría sido posible.

El proceso de procesamiento de material en laboratorio para la caracterización de rasgos funcionales y la medición de parámetros de combustible fue extenso y afortunadamente conté con el apoyo invaluable de varias personas a lo largo de varios años. En este sentido, me gustaría expresar mi profundo agradecimiento al Laboratorio de Ecología del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, por brindarnos su apoyo continuo y por permitirnos utilizar sus instalaciones y equipos. Quiero agradecer especialmente a Don Gustavo, quien siempre estuvo atento a nuestros requerimientos y nos brindó su asistencia en el uso del laboratorio.

Específicamente agradezco a las personas que relaciono a continuación, quienes desde el 2017 me acompañaron y apoyaron durante largas horas en laboratorio, procesando material y haciendo mediciones: Jorge Arturo Cortés Galindo, Alejandra Reyes Palacios, Tania González Delgado, Diana Ayala, Joan Sebastián Barreto, Sebastián Buitrago, Nathalia Moreno y José Luis Sarmiento.

Asimismo, quiero extender mi gratitud al Laboratorio de Maderas de la Facultad de Ingeniería Forestal de la Universidad del Tolima. Agradezco de manera especial al Decano Omar Aubrelío Melo Cruz por abrirnos las puertas de la facultad y permitirnos utilizar sus recursos para el procesamiento de material. También quiero agradecer a la profesora Alejandra María Ramírez Arango y Carol Liliana Fajardo García por su colaboración y apoyo, guiando metodológicamente esta investigación en la obtención de rasgos de la madera. Así como su apoyo para vincular y orientar a los estudiantes de Ingeniería Forestal: Robinson Rojas Naranjo, Nathaly Jara Saavedra e Isabel Sánchez Ospina, quienes apoyaron con la mejor disposición y entusiasmo la fase final de procesamiento de muestras de parte del material colectado durante el 2022.

Quiero expresar mi profundo agradecimiento a mi colega y amigo, el Biólogo Walter García Suabita, quien me brindó un apoyo invaluable durante todo mi proceso de investigación. Walter estuvo siempre dispuesto, las 24 horas del día y los 7 días de la semana, a colaborar en los desafíos que surgían con el software R. Su asistencia fue fundamental para solucionar problemas técnicos, mejorar mis códigos y sugerirme mejores representaciones gráficas para mis resultados. Sin embargo, más allá de su apoyo técnico, quiero destacar su papel como amigo cercano. Walter me brindó un espacio de confianza y escucha durante mi doctorado, lo cual fue de un valor incalculable para mi bienestar emocional y mi perseverancia en esta investigación. Su generosidad, paciencia y disposición desinteresada para ayudarme en todos los aspectos, tanto técnicos como personales, han dejado una huella significativa en mi trayectoria académica y en mi desarrollo como investigadora. Sin su ayuda y aliento, este camino habría sido mucho más desafiante. Estoy profundamente agradecido por contar con alguien tan valioso en mi vida profesional y personal.

Esta investigación fue posible gracias a la financiación adjudicada a la Doctora Dolors Armenteras para liderar los siguientes proyectos: 1) “*Degradation of Tropical Forest in Colombia: Impacts of Fire*” financiado por USAID - Asociación para una mayor participación en la investigación (PEER) y las Academias Nacionales de Ciencias de EE. UU, NAS Subward Letter No 2000007526 (PEER Cycle 5). 2) “*Adaptación de la vegetación al cambio climático y al fuego en tierras bajas de la Orinoquia*” financiado por el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación de Colombia (COLCIENCIAS) actualmente Minciencias, proyecto No 110180863738 (CT-247-2019).3) “*Diseño*

participativo de estrategias para la reducción de incendios forestales, la conservación de la biodiversidad y el desarrollo regional en paisajes multifuncionales del Vichada” (BPIN 2020000100456) financiado por el Sistema General de Regalías del Departamento del Vichada. Estos proyectos brindaron el respaldo financiero necesario para llevar a cabo el estudio y contribuyeron de manera significativa al avance de la ciencia en el campo de la degradación forestal, los impactos del fuego y la adaptación de la vegetación al cambio climático en Colombia.

Finalmente, quiero destacar el apoyo financiero que recibí para mis estudios doctorales a través de la Beca de Excelencia Doctoral Cohorte I Bicentenario del Fondo de Ciencia, Tecnología e Innovación del Sistema General de Regalías (Departamento de Vichada).

Resumen

Efectos de los incendios forestales sobre la resiliencia de bosques tropicales de tierras bajas

En las últimas décadas, se ha observado un aumento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales en los bosques inundables neotropicales, que se encuentran inmersos en la matriz de sabana. Esto plantea preocupaciones sobre los efectos en la diversidad y resiliencia de estos ecosistemas. Con el objetivo de comprender el impacto de los incendios forestales en la resiliencia de los bosques inundables de la cuenca del Orinoco, se llevó a cabo un estudio para analizar los cambios en la composición, estructura y diversidad taxonómica y funcional después de incendios de moderada y alta severidad e intensidad. También se investigaron los rasgos funcionales de evitación, resistencia y regeneración en especies forestales que podrían conferirles una ventaja de respuesta al fuego: haciendo análisis interespecíficos para las especies más dominantes e intraespecíficos para el saladillo rojo (*Caraipa llanorum*). Por último, se realizó un análisis multitemporal para evaluar la evolución de los combustibles vivos y leñosos muertos a tres, cinco y siete años posteriores a los incendios.

El fuego provocó una homogeneización tanto taxonómica como funcional en la comunidad de árboles y palmas de los bosques, lo que redujo la diversidad y favoreció a especies con características similares. Se observó que el fuego filtró especies con rasgos de resistencia, como cortezas más gruesas, características caducifolias y mayor espesor foliar, que les brindan capacidad de supervivencia. A nivel intraespecífico, se identificó que el saladillo, tiene estrategias adquisitivas en bosques no quemados y estrategias conservativas en bosques quemados y sábanas propensas al fuego.

Finalmente, se encontró que el fuego también provocó una disminución significativa en la cobertura del dosel y la biomasa aérea, así como una simplificación estructural del bosque. Estos cambios se asociaron con un aumento en la invasión de pastos y una mayor carga de combustible leñoso en bosques quemados, lo que aumenta su vulnerabilidad a futuros incendios.

Los hallazgos de este estudio resaltan la importancia de comprender los efectos de los incendios forestales en los ecosistemas sensibles al fuego, como los bosques inundables. Adicionalmente, Asimismo, muestran que los bosques son altamente dinámicos después de la perturbación por incendios, lo que subraya la necesidad de un monitoreo continuo para la toma de decisiones oportunas de gestión tendientes a reducir el riesgo a incendios forestales y garantizar la conservación efectiva de la diversidad y funcionalidad de estos ecosistemas.

Palabras clave: Incendios forestales, ecología del fuego, rasgos de plantas, combustibles forestales, Orinoquía.

Abstract

Forest fire effects on the resilience of lowland tropical forest

In recent decades, an increase in the frequency and intensity of forest fires has been observed in the neotropical floodplain forests, which are immersed in the savanna matrix. This raises concerns about the effects on the diversity and resilience of these ecosystems. With the aim of understanding the impact of forest fires on the resilience of the Orinoco floodplain forests, a study was conducted to analyze the changes in composition, structure, and taxonomic and functional diversity following fires of moderate and high severity and intensity. Functional traits related to avoidance, resistance, and regeneration were also investigated in forest species that could confer them a fire response advantage, conducting interspecific analysis for the dominant species and intraspecific analysis for the red saladillo (*Caraipa llanorum*). Finally, a multi-temporal analysis was performed to assess the evolution of live and dead fuel components three, five, and seven years after the fires.

The fires resulted in both taxonomic and functional homogenization in the tree and palm community of the forests, reducing diversity and favoring species with similar traits. It was observed that the fires filtered species with resistance traits such as thicker bark, deciduous characteristics, and greater leaf thickness, which provide them with survival capacity. At the intraspecific level, it was identified that the saladillo species adopts acquisitive strategies in unburned forests and conservative strategies in burned forests and fire-prone savannas. Moreover, the fires also led to a significant reduction in canopy coverage and aboveground biomass, as well as structural simplification of the forest. These changes were associated with increased grass invasion and a higher load of woody fuel in burned forests, which increases their vulnerability to future fires.

The findings of this study highlight the importance of understanding the effects of forest fires on fire-prone ecosystems like floodplain forests. Additionally, they demonstrate that forests are highly dynamic following fire disturbances, emphasizing the need for continuous

monitoring to make timely management decisions to reduce the risk of forest fires and ensure effective conservation of the diversity and functionality of these ecosystems

Keywords: Forest fires, fire ecology, plant traits, forest fuels load, Orinoco Basin.

Puntos clave

- Un solo incendio, independientemente de la severidad de la quema genera pérdidas significativas de la diversidad taxonómica y funcional de los bosques inundables de tierras bajas tropicales.
- El patrón de homogenización biótica y funcional generado por el fuego refleja una reorganización funcional de las comunidades de plantas en el estrato de adultos sobreviviente y en la regeneración natural, lo cual indica que este efecto podría permanecer en el tiempo.
- Confirmamos que el fuego actúa como una presión selectiva, filtrando especies con características funcionales similares y aumentando la redundancia funcional en el sistema.
- Rasgos como la densidad de la madera, la capacidad de rebrote y la caducidad del follaje inciden en la supervivencia de árboles después de un incendio.
- El fuego reduce la diversidad y abundancia de especies con rasgos reproductivos más especializados que dependen de las interacciones animales.
- Las especies que sobrevivieron al fuego mostraron una mayor inversión en estructuras de defensa, como el grosor de corteza y el espesor foliar.
- El grosor de corteza fue significativamente mayor en las especies que sobrevivieron al fuego, lo que indica que este rasgo es un predictor clave de la supervivencia del tronco del árbol después de un incendio.
- Las especies que sobrevivieron al incendio tuvieron en los bosques quemados de alta severidad e intensidad registraron valores superiores de espesor foliar y contenido de materia seca en las hojas.
- No se encontraron diferencias significativas en los rasgos foliares y el espesor de la corteza entre los bosques no quemados y los bosques quemados de moderada severidad e intensidad.
- Se observaron diferencias en la fenología entre las diferentes condiciones del bosque, con una mayor presencia de especies caducifolias en los bosques quemados de alta severidad e intensidad.
- Se identificaron dos estrategias principales de economía foliar en los saladillos: una adquisitiva en los bosques no quemados y una conservativa en los ecosistemas de bosque y sabana afectador por el fuego.

- Hubo diferencias significativas en la densidad de tallos con un DAP \geq 10 cm entre los bosques no quemados y los bosques quemados, con una reducción significativa en los bosques quemados, especialmente en los de alta severidad e intensidad.
- El fuego ocasionó un aumento significativo en la cobertura de pastos y en el volumen de detritos leñosos. Lo cual representa un aumento en la carga total de combustible, especialmente en los bosques quemados de alta severidad e intensidad.
- El porcentaje de humedad de los detritos leñosos varió entre las clases de tamaño y las condiciones del bosque, con los bosques quemados mostrando valores más bajos de humedad en comparación con los bosques no quemados.
- La porosidad de los detritos leñosos mostró variabilidad, pero se observó una mayor porosidad en los bosques no quemados en la clase de 10 horas. No se identificaron patrones claros de porosidad entre los tipos de bosque en las demás clases de detritos leñosos.

Contenido

	Pág.
Resumen	XV
Efectos de los incendios forestales sobre la resiliencia de bosques tropicales de tierras bajas	XV
Lista de figuras.....	XXIV
Lista de tablas	XXVI
Introducción	2
I. Marco teórico y conceptual	5
1.1. Disturbio ecológico	6
1.A.1 Disturbios ecológicos y heterogeneidad espacial.....	7
1.A.2 Disturbios ecológicos y su relación con la biodiversidad	8
1.A.3 Legados del disturbio.....	8
1.2. Resiliencia.....	8
1.3. El Fuego como Disturbio	10
1.4. El rol del fuego en los ecosistemas	11
1.5. Respuesta de las Plantas Terrestres al Fuego	12
1.6. Rasgos Funcionales.....	13
1.6.1. Rasgos funcionales a escala de ecosistemas.....	16
1.6.2. Grupos funcionales de plantas en relación al fuego.....	17
1.6.3. Rasgos funcionales de las plantas y su relación con el fuego.....	18
1.7. Combustibles	21
II. Objetivos de investigación	25
2.1. Justificación.....	26
2.2. Problema de investigación	26
2.3. Preguntas de investigación	28
2.4. Hipótesis	28
2.5. Objetivos	29
2.5.1. Objetivo General.....	29
2.5.2. Objetivos Específicos.....	29
III. Materiales y métodos	30
3.1. Área de estudio	31
3.2. Diseño muestral	32

3.2.1. Categorización de la intensidad y severidad del fuego en los bosques quemados.....	33
3.2.2. Colección de material vegetal.....	34

IV. Cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería 36

4.1. Resumen grafico.....	37
4.2. Resumen	38
4.3. Introducción	38
4.4. Materiales y métodos.....	42
4.4.1. Unidades de muestreo y temporalidad del muestreo	42
4.4.2. Rasgos de las plantas que influyen en la respuesta al fuego.....	43
4.4.3. Análisis de datos	44
▪ Diferencias en la composición y estructura de la vegetación entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad	44
▪ Definición de tipos funcionales	46
▪ Diferencias en la diversidad taxonómica alfa y beta entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad 47	
▪ Análisis de los rasgos de las plantas que influyen en su respuesta al fuego 48	
▪ Diferencias en la diversidad funcional entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad	49
4.5. Resultados.....	50
▪ Diferencias en la composición y estructura de la vegetación entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad	50
▪ Definición de tipos funcionales	53
▪ Diferencias en la diversidad taxonómica alfa y beta entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad 58	
▪ Análisis de los rasgos de las plantas que influyen en su respuesta al fuego 60	
▪ Diferencias en la diversidad funcional entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad	61
4.4. Discusión	63

V. Variabilidad en rasgos funcionales de especies forestales que se encuentran en zonas afectadas y no afectadas por incendios..... 68

5.1. Resumen	69
5.2. Introducción	69
5.3. Materiales y métodos.....	72
5.3.1. Caracterización de la variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados.....	73
5.3.2. Caracterización de la variabilidad intraespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados.....	77
5.4. Resultados.....	80
5.4.1. Caracterización de la variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados.....	80

5.4.1. Caracterización de la variabilidad intraespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados	87
5.1. Discusión	89
5.1.1. Variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados	90
5.1.2. Variabilidad intraespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados	92
VI. Tipos de combustible y diferencias en la acumulación de cargas de combustible	95
6.1. Resumen.....	96
6.2. Introducción.....	97
6.3. Materiales y métodos	99
6.3.1. Área de estudio.....	99
6.3.1. Diseño muestral para la medición de combustibles vivos	101
6.3.2. Diseño muestral para la medición de detritos leñosos	102
6.3.3. Análisis de datos.....	104
6.4. Resultados	110
6.4.1. Diferencias en la diversidad y composición de los combustibles vivos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad	110
6.4.2. Diferencias en la estructura de los combustibles vivos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad.....	119
6.5. Discusión	129
6.5.1. El fuego aumenta la cobertura de combustibles finos asociados a gramíneas en los bosques.....	129
6.5.2. El fuego aumenta la carga total de combustibles leñosos en los bosques ...	132
VII. Conclusiones.....	137
Cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería	137
Variabilidad en rasgos funcionales de especies forestales que se encuentran en zonas afectadas y no afectadas por incendios	137
Tipos de combustible y diferencias en la acumulación de cargas de combustible.....	138
7.1. Recomendaciones.....	139
8. ANEXOS.....	141
8.1. Anexo A: Material suplementario del capítulo “Cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería”	143
8.2. Anexo B: Material suplementario del capítulo “Variabilidad en rasgos funcionales de especies forestales que se encuentran en zonas afectadas y no afectadas por incendios”	199
8.3. Anexo C: Material suplementario del capítulo “Tipos de combustible y diferencias en la acumulación de cargas de combustible.....	220
Bibliografía	283

Lista de figuras

	Pág.
Figura I-1 Representación esquemática de la disposición general de los tejidos del tallo en tallos leñosos	19
Figura III-1 Área de estudio	32
Figura III-2 Diseño muestral	33
Figura IV-1: Curvas de rarefacción.....	51
Figura IV-2: Índices de valor ecológico para cada condición del bosque (BNQ, BQM y BQA).....	52
Figura IV-3: Tipos funcionales.....	53
Figura IV-4: Beta diversidad alfa	59
Figura IV-5: Índice de diversidad taxonómica y funcional.....	62
Figura V-1 Análisis de dominancia de especies por condición del bosque	81
Figura V-2 Análisis de componentes principales que representa la variabilidad de rasgos entre las diferentes condiciones del bosque.....	85
Figura V-3: Variabilidad de cada rasgo entre las condiciones del bosque según los valores medios ponderados de la comunidad con base en el área basal relativa.	86
Figura V-4 Análisis de densidad que representa el espectro de la economía foliar de <i>Caraipa llanorum</i>	88
Figura V-5 Análisis de densidad que representa la compensación entre rasgos de <i>Caraipa llanorum</i> en tres ambientes contrastantes que corresponde a bosque no quemado (BNQ), bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA) y sabanas arboladas (S).	89
Figura VI-1: Transectos Brown para la medición de carga de combustible	103
Figura VI-2: Curvas de rarefacción para cada condición del bosque y año de muestreo post – incendio.....	112
Figura VI-3: Análisis no métrico multidimensional (NMDS) para cada clase de tamaño.	117

Figura VI-4: Variación en la densidad de tallos, área basal, biomasa y cobertura de pastos entre las diferentes condiciones del bosque	120
Figura VI-5: Variación en la densidad de tallos de cada habito entre las diferentes condiciones del bosque según cada año de muestreo.	122
Figura VI-6: Variación en la porosidad y humedad de los combustibles leñosos.	129

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 4-IV-1: Parámetros considerados para el cálculo del índice de valor de importancia ampliado	45
Tabla 4-VI-1: Parámetros considerados para el cálculo de cargas de combustible de los detritos leñosos de acuerdo con Brown (1974).	108
Tabla 8-1: Rasgos y abundancia de especies de árboles y palmas por condición del bosque y clase de tamaño.	143
Tabla 8-2: Valores de altura de las especies con individuos con DAP > 10 cm.	151
Tabla 8-3: Valores estadísticos de Moran I para análisis de correlación espacial	157
Tabla 8-4: Índice de valor de importancia (IVI) para las especies arbóreas y palmas con un DAP \geq 10 cm registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.	159
Tabla 8-5: Índice de regeneración natural (RN) para las especies arbóreas y palmas con un DAP < 10 cm y una altura mayor a 1.5 m registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.	165
Tabla 8-6: Índice de posición sociológica (PS) para las especies de arbóreas y palmas de las categorías de fustales y latizales registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.	168
Tabla 8-7: Índice de valor de importancia ampliado (IVIA) para las especies de arbóreas y palmas de las categorías de fustales y latizales registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta	

severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.	176
Tabla 8-8: Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos para índices de diversidad taxonómica y funcional basados en especies.	184
Tabla 8-9: Medias de rasgos ponderados por la comunidad (CWM) para cada rasgo funcional en las diferentes condiciones y estratos de bosque.	186
Tabla 8-10: Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos para la riqueza de especies en cada rasgo funcional.	189
Tabla 8-11: Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos para los valores medios ponderados de la comunidad (CWM) para cada característica funcional.	192
Tabla 8-12: Resultados de los cálculos básicos de las métricas de disimilitudes funcionales.	195
Tabla 8-13: Lista de las 10 especies con mayor dominancia por condición del bosque.	201
Tabla 8-14: Lista de especies indicadores por cada condición del bosque.	202
Tabla 8-15: Especies seleccionadas para el análisis de variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados.	205
Tabla 8-16: Valores medios ponderados por la comunidad (CWM) para cada rasgo funcional en las diferentes condiciones del bosque.	214
Tabla 8-17: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para para el promedio ponderado por la comunidad (CWM) de cada rasgo funcional.	214
Tabla 8-18: Valores de rasgos foliares de individuos de saladillo (<i>C. llanorum</i>) entre tres ambientes contrastantes que corresponden a bosques no quemados, bosques quemados de alta severidad e intensidad y sabanas arboladas.	216
Tabla 8-19: Valores Resultados de los modelos lineales generales y mixtos (MLG) para los rasgos foliares del saladillo según el ambiente contrastante (Bosque no quemado – BNQ, bosque quemado de alta severidad e intensidad – BQA y sabana arbolada - S).	217
Tabla 8-20: Matriz producto del análisis de componentes principales que muestra la variabilidad intraespecífica de rasgos foliares de <i>Caraipa llanorum</i>	218
Tabla 8-21: Análisis de escala multidimensional no métrico (NMDS).	221
Tabla 8-22: Análisis de varianza multivariado permutacional usando matrices de distancia de Bray – Curtis (ADONIS).	251
Tabla 8-23: Especies indicadoras de la interacción entre la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022).	252

Tabla 8-24: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la riqueza de especies con un DAP ≥ 10 cm.....	258
Tabla 8-25: Resultados de los modelos lineales generales y mixtos (MLM) para la riqueza de especies con un DAP < 10 cm por cada habito de la vegetación.	259
Tabla 8-26: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la riqueza de especies con un DAP < 10 cm por cada habito de la vegetación.....	261
Tabla 8-27: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la abundancia de individuos con un DAP < 10 cm por cada habito de la vegetación.	262
Tabla 8-28: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la cobertura de pastos.	268
Tabla 8-29: Valores medios de volumen (Tn/ha) por clase de tamaño	269
Tabla 8-30: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para el volumen de detritos leñosos.....	272
Tabla 8-31: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la porosidad de detritos leñosos.	274
Tabla 8-32: Valores medios de contenido de humedad de las piezas por clase de tamaño	276
Tabla 8-33: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para el contenido de humedad de detritos leñosos.	278

Introducción

El fuego es un disturbio que genera cambios sobre la biomasa, las condiciones ambientales y las comunidades bióticas (Zavala, 2000). Bajo un régimen natural, el fuego cumple un rol fundamental en la distribución de los principales biomas del mundo, así como en la definición de patrones de vegetación y el mantenimiento de numerosas propiedades ecológicas de los ecosistemas (Bond, Woodward, & Midgley, 2005). Sin embargo, cambios en el uso del suelo, el manejo agrícola y el cambio climático han conllevado a cambios en los regímenes de fuego (Andela et al., 2017; Robinne et al., 2018). En algunos casos se ha reportado que ha disminuido la actividad de los incendios en ecosistemas como las sabanas tropicales, aunque depende de las regiones, pero en general ha aumentado la frecuencia de incendios en otros ecosistemas como los bosques húmedos tropicales (Andela et al., 2017).

Modificaciones en el régimen de incendios conducen a cambios rápidos en la composición y estructura de la vegetación, la biodiversidad y las reservas de carbono (Andela et al., 2017). Estos cambios afectan en mayor medida a los ecosistemas sensibles al fuego, como lo son los bosques húmedos tropicales de hoja ancha (Shlisky et al., 2005). Los bosques húmedos no son por su naturaleza ecosistemas propensos al fuego por lo cual la mayoría de sus especies carecen de adaptaciones para responder a los incendios (Shlisky et al., 2005), es por ello que la mortalidad de la vegetación de estos bosques es muy alta, aun en casos cuando la intensidad del fuego es muy baja (Myers, 2006).

Los incendios forestales en los bosques húmedos tropicales pueden causar pérdidas de biodiversidad tan graves como las causadas por la deforestación (De Andrade et al., 2019) y la alta recurrencia de incendios puede incluso llevar a la pérdida total de la cobertura boscosa (Fearnside, 2005). Los incendios son además uno de los motores directos de degradación forestal (D Armenteras et al., 2018) y los múltiples impactos que desencadenan puede comprometer la resiliencia de los bosques (Barlow & Peres, 2008).

Introducción

Incluso se ha señalado que las predicciones de la resiliencia estructural y composicional de los bosques tropicales puede haber sido sobreestimada, ya que los modelos de vegetación actuales no consideran el papel potencial del fuego en la degradación de los ecosistemas forestales (Barlow & Peres, 2008). Dentro de los impactos de los incendios sobre el bosque húmedo se han reportado: una alta mortalidad de árboles la cual se incrementa con el tiempo (Barlow & Peres, 2008; Barlow *et al.*, 2003), cambios en la composición de especies aumentando la abundancia de especies vegetales pioneras (M. A. Cochrane & Schulze, 1999), simplificación de la estructura de la vegetación que implica mayor densidad de tallos delgados y una disminución de los valores de biomasa (M. A. Cochrane & Schulze, 1999), aunque se suelen mantener los valores de área basal (Barlow *et al.*, 2003; de Andrade *et al.*, 2020), y finalmente un aumento considerable en las cargas de combustible que aumentan la susceptibilidad de estos bosques a próximos incendios (Barlow, Berenguer, Carmenta, & França, 2020; M. Cochrane, 2003).

Aunque ha aumentado el conocimiento sobre los impactos de los incendios en los bosques húmedos, los estudios en Suramérica se han centrado en los bosques Amazónicos, y no hay claridad sobre si la respuesta es igual en otros ecosistemas boscosos de tierras bajas. Es por ello que, considerando la amenaza recurrente de incendios sobre los bosques tropicales que pone en riesgo su conservación, se hace necesario diseñar estrategias que no solo involucren la superficie del área boscosa como un indicador del estado de estos ecosistemas, sino que también tengan en cuenta los impactos generados por los fuegos y como estos afectan la resiliencia del ecosistema.

Con base en lo anterior, un buen caso de estudio son los bosques de galería inundables de tierras bajas en la cuenca del Orinoco, los cuales se encuentran inmersos en los paisajes geomorfológicos de sabanas (Molano, 1998). Estos se caracterizan por tener una alta heterogeneidad estructural y funcional, y prestan numerosos servicios ecosistémicos porque además de albergar diversidad de especies de flora y fauna, proveen un microclima que modera el ambiente acuático en la estación seca, regulan el caudal durante el año y

transporta materiales disueltos que nutren los límites de la sabana y otros ecosistemas (Fajardo, 1999).

Esta investigación plantea conocer los impactos de los incendios sobre las comunidades vegetales y cargas de combustible de los bosques de galería inundables en la cuenca del Orinoco en Colombia, así como analizar la variabilidad de rasgos funcionales de las especies forestales de estos bosques y su capacidad o no de respuesta ante eventos de incendios. Esta información permitirá comprender la capacidad de resiliencia de los bosques de galería a los incendios forestales. Este conocimiento es fundamental para el diseño de estrategias que soporten la conservación y el manejo de estas áreas y que estén orientadas a evitar la deforestación y degradación de estos bosques por los incendios forestales.

I. Marco teórico y conceptual

1.1. Disturbio ecológico

(Mouillot et al., 2013) Un **disturbio** es considerado un evento discreto en el tiempo que transforma la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico (Pickett & White, 1985). Con relación a la clasificación de los disturbios, estos pueden clasificarse según su tipo, su origen y en aquellos naturales o generados por la intervención humana. Según su tipo, existen **Disturbios Difusos** y **Disturbios Discretos** que son dependientes de la escala de observación, en los primeros, pequeños parches de cambio se distribuyen en un área grande, mientras que los discretos se caracterizan porque el cambio generado se agrega en grandes parches (White y Jentsch, 2001). De acuerdo a su origen, están los disturbios abióticos causados por erupciones volcánicas, tornados o huracanes, y los bióticos como los generados por patógenos (Turner et al., 2001).

Los disturbios ocurren en múltiples escalas espaciales y temporales por lo cual el efecto del disturbio depende de la escala de observación, el nivel organizativo utilizado como marco de referencia y los procesos ecológicos que pueden propagar el disturbio (Rykiel, 1985)(Rykiel, 1985). Es decir, el disturbio puede afectar desde un individuo hasta el paisaje y los mecanismos de éste van a ser diferentes en cada nivel jerárquico (Rykiel, 1985), en cada nivel se verán afectados diferentes atributos, así como componentes estructurales y funcionales (Pickett et al., 1989).

Todos los disturbios tienen un **régimen**, el cual hace referencia al conjunto de patrones espaciales y temporales del disturbio en un paisaje determinado y la magnitud del mismo sobre el sistema biológico (Pickett y White, 1985). Este régimen incluye características

como la distribución espacial, la frecuencia, el intervalo de retorno, el período de rotación, el tamaño, la intensidad y gravedad de la perturbación (Turner, 2010).

Componentes del régimen de disturbio (Turner, 2010).

- *Frecuencia*: Número medio o mediano de eventos que ocurren en un punto promedio por periodo de tiempo, o fracción decimal de eventos por año.
- *Intervalo de retorno*: Tiempo medio o mediano entre perturbaciones.
- *Periodo de rotación*: Tiempo medio necesario para perturbar un área equivalente a alguna área de estudio. Debe ser explícitamente definido.
- *Extensión*: Área perturbada que puede expresarse como área media por evento. Área por periodo de tiempo o porcentaje de alguna área de estudio por periodo de tiempo.
- *Intensidad*: Energía física liberada por el evento por área o periodo de tiempo. (Ej. Calor liberado por el fuego por área o por periodo de tiempo)
- *Severidad*: Efecto de evento de perturbaciones en el organismo, comunidad o ecosistema. Está relacionado estrechamente con la intensidad. A mayor intensidad del disturbio mayor severidad sobre la unidad de estudio.
- *Residuales*: Organismos o propágulos que sobreviven a un evento de disturbio; también conocidos como legados bióticos. Son una medida de la severidad.

Caja I-1: Componentes del régimen de disturbio

1.A.1 Disturbios ecológicos y heterogeneidad espacial

En términos generales, los disturbios son uno de los agentes causantes de la heterogeneidad espacial (Forman y Godron, 1986), por lo cual la ecología de los disturbios apoya parte de la comprensión de los cambios espaciales y temporales que se dan en los

paisajes (Armenteras & Vargas, 2016). Los disturbios generan cambios de las propiedades de los parches a nivel individual que tienen a su vez efecto en las propiedades del conjunto del paisaje (Levin & Paine, 1974), aumentando la heterogeneidad espacial al crear diferentes tipos de mosaicos dentro de un mismo paisaje, a través de dos formas principales (Levin, 1974): creando espacios para la diferenciación local en los cuales se puede dar una colonización aleatoria garantizando la persistencia de los colonizadores e interrumpiendo las secuencias sucesionales naturales.

1.A.2 Disturbios ecológicos y su relación con la biodiversidad

1.A.3 Legados del disturbio

1.2. Resiliencia

En los sistemas ecológicos se pueden distinguir dos comportamientos (Holling, 1973). El primero referente a la *estabilidad*, definida como la capacidad de un sistema para volver a un estado de equilibrio después de una perturbación temporal, cuando el sistema tarde menos tiempo en regresar a su estado y menos fluctúe más estable será. El segundo es la *resiliencia*, definida como una medida de la persistencia de los sistemas basada en su capacidad para absorber los cambios generados por las perturbaciones y aun así mantener las mismas relaciones entre poblaciones o variables de estado, es decir, es la capacidad de adaptación del sistema a las perturbaciones (Holling, 1986).

De acuerdo a Holling (1978) tanto los ecosistemas como las especies tienen resiliencia y se mantienen en un estado de equilibrio dinámico que es resultado del cambio continuo de tal forma que pueden soportar un estrés sin que se afecte su estructura. La resiliencia también es considerada otra dimensión del **ciclo adaptativo**, entendiéndose este último como una función dinámica de los sistemas que también tiene una dimensión referente al potencial inherente y otra asociada a la capacidad de control interno del sistema (Holling, 2001). Siendo **el potencial inherente** la riqueza de un sistema expresado en la estructura del ecosistema y el que determina el rango de posibles opciones de cambio futuras,

mientras que la **capacidad de control** es el grado de conectividad interna entre los controles de variables y procesos, reflejando el grado de flexibilidad de estos controles como su sensibilidad o no a una perturbación (Holling, 2001).

El ciclo adaptativo, tiene cuatro propiedades que son el crecimiento, la acumulación, la novedad y la renovación (Holling, 2001):

El **crecimiento** indica que el potencial incrementa junto a la eficiencia trayendo consigo mayor rigidez del sistema ante las perturbaciones.

La **acumulación** que expresa que a medida que aumenta el potencial, los cambios lentos exponen una vulnerabilidad creciente que se evidencia en una disminución de la capacidad de recuperación del sistema a amenazas como incendios, brotes de insectos o competidores, entre otros.

La **novedad** que se da después de una perturbación dado que se puede presentar una reorganización representada en pulsos de innovaciones que ocurren cuando la incertidumbre es grande, el potencial alto y los controles débiles, generando nuevas oportunidades.

La **renovación** que se da después de la reorganización e implica que ante las nuevas innovaciones algunos organismos fallan y otros sobreviven, estos últimos adaptándose de manera exitosa

Con base en las premisas anteriores asociadas al ciclo adaptativo, el concepto de resiliencia evoluciona, ya no solo indicando la propiedad de los sistemas que les confiere resistencia al cambio y les permite conservar las estructuras existentes, sino que se reconoce como la capacidad del sistema para absorber perturbaciones y reorganizarse mientras suceden los cambios para mantener la misma función (Walker et al., 2004). Según Walker *et al.*, (2004).

La resiliencia tiene cuatro componentes principales que son la latitud, la resistencia, la precariedad y la panarquía, aplicándose los tres primeros al sistema completo como también a los subsistemas que lo componen.

La **latitud** hace referencia al umbral máximo de cambio que puede alcanzar un sistema antes de perder su capacidad de recuperación, la **resistencia** puede ser la facilidad o dificultad que tiene un sistema de ser cambiado, la **precariedad** hace referencia a que tan cerca se encuentra el sistema de un umbral de no recuperación y la **panarquía** indica que los ciclos adaptativos interactúan a través de múltiples escalas es así como la resistencia de un sistema a una escala determinada está influenciada por los estados y dinámicas de escalas superiores e inferiores (Walker *et al.*, 2004).

Es importante resaltar que ecosistemas y comunidades de plantas y animales están fuertemente influenciados por episodios externos incontrolables o impredecibles (Holling, 2001), por lo cual la resiliencia del sistema depende en gran medida de la adaptabilidad de las especies y de la redundancia funcional (Walker *et al.*, 1999), entendida como número de especies que contribuyen de manera similar a la función de un ecosistema como también a la diversidad de respuestas, i.e. como especies similares funcionalmente responden de forma diferente a la misma perturbación (Laliberte *et al.*, 2010).

1.3. El Fuego como Disturbio

El fuego se genera por una reacción química entre tres variables: el **calor**, el **combustible** y el **oxígeno**, en la cual se libera calor, luz, vapor de agua, elementos volátiles y se genera la llama por la combustión de un material inflamable, lo cual produce cenizas (Cárcamo y Haltenhoff, 1993). El **calor** es la fuente generadora del fuego y puede ser natural (altas temperaturas o tormentas eléctricas) o generada por el hombre, el **oxígeno** es el comburente que favorece la combustión y el **combustible** hace referencia al material que se quema (Haltenhoff, 2005). Ante la ausencia de cualquiera de las tres variables antes mencionadas, el fuego se extingue.

Los fuegos pueden ser considerados un disturbio cuando generan cambios que remueven la biomasa, altera las condiciones ambientales y elimina gran parte de los organismos de una comunidad biótica (Zavala, 2000). El fuego como disturbio es de origen biótico que depende de condiciones adecuadas de ignición y combustión, y que puede ser generado o no por la acción humana (Turner *et al.*, 2001).

Para el caso de los fuegos, el régimen de disturbio se puede determinar a partir de seis características (M. A. Cochrane, 2009; Shlisky et al., 2005): a) La **duración** que hace referencia al tiempo del evento de fuego, b) la **estacionalidad** que es la época en la cual se presenta el fuego y la cual esta usualmente asociada al patrón climático y a las actividades antrópicas, c) la **frecuencia** que es el intervalo de tiempo en el cual retorna el fuego, c) la **intensidad** representada en la cantidad de energía liberada por el frente de fuego, d) la **severidad** referida a los efectos del fuego sobre el ecosistema, y e) la **extensión** que hace referencia al área afectada por el fuego.

1.4. El rol del fuego en los ecosistemas

El fuego puede considerarse como un proceso del ecosistema que requiere de manera conjunta una productividad primaria suficiente para propagar el fuego y una estacionalidad climática que convierta los combustibles potenciales en combustibles disponibles.). No todos los ecosistemas reaccionan igual al fuego, desde una perspectiva ecología algunos se benefician por el fuego y otros se ven gravemente afectados, según su respuesta se clasifican en cuatro categorías (Myers, 2006):

- **Ecosistemas Independientes del Fuego:** Son aquellos en los cuales el fuego no tiene un papel representativo debido a que son muy fríos, húmedos o secos para quemarse. Sin embargo, bajo contexto que generen cambios significativos como alteraciones en el uso del suelo, especies invasoras o cambio climático, el fuego puede convertirse en una amenaza en estas áreas.
- **Ecosistemas Dependientes del Fuego:** También denominados ecosistemas adaptados al fuego o mantenidos por el fuego, son aquéllos donde el fuego es esencial y las especies vegetales han desarrollado adaptaciones para ser inflamables, propensas al fuego, responder positivamente al fuego y facilitar su propagación. En estos ecosistemas el fuego es esencial y si este se suprime o se altera su régimen se puede ver afectada su persistencia en el paisaje.

- **Ecosistemas Sensibles al Fuego:** En estos ecosistemas el fuego no es un proceso importante y recurrente por lo tanto las especies carecen de adaptaciones para responder a incendios, es por ello que la mortalidad es muy alta incluso cuando la intensidad del fuego es muy baja. Así mismo, la composición y estructura de la vegetación de estos ecosistemas tiende a inhibir la ignición y la propagación del fuego.
- **Ecosistemas Influenciados por el Fuego:** Hacen referencia a zonas de transición entre los ecosistemas dependientes al fuego y ecosistemas sensibles al fuego o independientes del fuego. En estas áreas aún no se ha documentado el papel del fuego y por ende no se reconoce su rol en el mantenimiento de la diversidad, como, por ejemplo, en la creación de hábitats que favorezcan la abundancia de ciertas especies. Los incendios que actúan sobre estas zonas generalmente se originan en la vegetación adyacente dependiente del fuego y se propagan en grado variable y a intervalos variables.

1.5. Respuesta de las Plantas Terrestres al Fuego

Considerando que disturbios como el fuego, la desecación, el ataque de patógenos, herbívora o el viento, ente otros, pueden eliminar repentinamente los órganos fotosintéticos de las plantas que se desarrollan por encima del suelo, Iwasa & Kubo (1997) desarrollaron un modelo analizado con programación dinámica estocástica, en el cual adoptan un enfoque económico para la asignación de recursos de las plantas que les permite responder ante un disturbio. Este modelo demostró que:

- i. La relación entre S (Tamaño de las estructuras de almacenamiento de la planta) y F (Tamaño de las estructuras productivas de la planta) es grande si la longevidad de la planta es alta y la tasa de perturbación es grande, pero la relación S/F es más pequeña que el coeficiente de productividad Figura 1.
- ii. La relación S / F es mayor para plantas maduras que para plantas pequeñas que no han alcanzado la madurez.

- iii. Después de una perturbación, la parte vegetativa sobre el suelo se recupera rápidamente, pero la actividad productiva se deprime hasta que las estructuras de almacenamiento alcanzan un tamaño óptimo.

En el caso de ecosistemas propensos al fuego se han definido dos estrategias de respuesta que hacen referencia a las plantas sembradoras y las plantas rebrotadoras. Las **sembradoras** o **germinadoras** se caracterizan por morir después de un evento de incendios y restablecerse de nuevo a través de la germinación y el establecimiento de plántulas, mientras que las **rebrotadoras** pueden sobrevivir al fuego y regenerarse a través de brotes epicórmicos del subsuelo o yemas regenerativas aéreas (Bell, 2001).

De acuerdo a Ojeda, Brun, Vergara, & Ojeda (2005), las dos estrategias anteriormente mencionadas están asociadas a la semelparidad (un evento reproductivo por vida), en donde las rebrotadoras pueden reponer sus bancos de semillas por medio de más eventos de reclutamiento posteriores al incendio, es decir tienen **ciclos de vida iteroparosos**; al contrario de las sembradoras cuyo reclutamiento de descendientes después del incendio por la muerte de los padres ocurre en un solo evento en su vida, es decir tienen un **ciclo de vida semelparous**.

1.6. Rasgos Funcionales

La respuesta de la vegetación también se puede evaluar a partir de **Tipos Funcionales**, los cuales simplifican las numerosas combinaciones de rasgos funcionales e historia de vida de las especies en un conjunto de grupos funcionales que representan el rango de estrategias presentes en los ecosistemas propensos a incendios (Pausas *et al.*, 2004).

Dentro de la ecológica de comunidades existe una perspectiva de clasificación diferente a la filogenética, en la cual se agrupan las especies según su función a partir de

características biológicas que comparten, y en el caso de las plantas se pueden diferenciar cuatro grandes grupos (Sandra Lavorel et al., 1997):

- **Grupos emergentes** que son los grupos de especies que reflejan correlaciones naturales de atributos biológicos;
- **Grupos según la estrategia** conformado por especies que tienen atributos similares de adaptación a patrones de uso de recursos;
- **Tipos Funcionales** que reúnen especies con roles similares en los procesos del ecosistema respondiendo de manera similar a múltiples factores ambientales; y
- **Grupos de respuesta específicos** que contienen especies que responden de manera similar a factores ambientales específicos

Es así como surgen los **Tipos Funcionales** como un sistema de agrupación necesario para reducir las características complejas de estructura y función de la diversidad de especies y que las agrupa según sus atributos de función (Woodward & Cramer, 1996). De acuerdo a (Casanoves et al., 2011), las especies que componen un tipo funcional pueden tener un efecto similar en un proceso del ecosistema, pero no en otro, y una misma especie puede pertenecer a diferentes tipos funcionales.

La definición de tipos funcionales se hace según los **atributos** de función, los cuales hacen referencia a los valores particulares que puede tomar un rasgo funcional en un lugar y tiempo determinado (Lavorel et al., 1997). Los **rasgos funcionales** son las características morfológicas, fisiológicas y fenológicas que afectan indirectamente la aptitud física de un organismo a través de sus efectos sobre los tres componentes de desempeño individual que son: el crecimiento, la reproducción y la supervivencia (Violle et al., 2007). Estos rasgos son la base de un marco integrador que explica como cambios en estas características debido a variaciones ambientales influyen en el rendimiento de los organismos y este cambio a su vez en los procesos de niveles de organización superior (Violle et al., 2007).

De los rasgos funcionales como marco integrador surgen las definiciones de los **rasgos respuesta y rasgos efecto**, los primeros constituyen los cambios en las características de

las especies como una respuesta a una presión ambiental, y los segundos son el conjunto de rasgos que determinan los procesos de los ecosistemas (S Lavorel & Garnier, 2002). Con base en los rasgos de efecto se pueden agrupar las especies en grupos de efectos funcionales, los cuales reúnen especies con un efecto similar en una o varias funciones del ecosistema (Lavorel & Garnier, 2002).

Los rasgos de respuesta y de efecto actúan bajo un **esquema de efecto- respuesta**, en el cual, las dinámicas a nivel de la comunidad se pueden escalar a las predicciones en niveles superiores, debido a que cambios en los rasgos de las comunidades como respuesta a cambios ambientales afectan los procesos en los ecosistemas a través de los rasgos de efecto (Suding et al., 2008). Es por ello que los procesos de los ecosistemas están determinados en gran medida por los valores de los rasgos de las especies de plantas dominantes que contribuyen mayoritariamente a la biomasa de la comunidad (Grime, 1998).

El efecto de los rasgos funcionales sobre las propiedades, procesos y servicios de los ecosistemas puede ser medido a través de la **diversidad de rasgos funcionales (FTD)**, la cual hace referencia al valor, rango, distribución y abundancia relativa de los rasgos funcionales de los organismos que forman un ecosistema (Sandra Díaz et al., 2007). Los componentes claves de la diversidad de rasgos funcionales dependen directamente del procesos o servicio asociado del ecosistema que se quiera medir, es así como los componentes pueden ser los valores de los rasgos de las especies más abundantes, la diversidad de valores de los rasgos encontrados en la comunidad o incluso los valores de los rasgos de especies individuales en particular (Sandra Díaz et al., 2007).

La cuantificación de la diversidad funcional puede obtenerse integrando los rasgos de las especies de la comunidad ponderados por los valores de abundancia o biomasa de las especies, calculando así un valor de rasgo agregado comunitario denominado **media ponderada de la comunidad (CWM)** (Violle et al., 2007); o a través de **índices de diversidad funcional** que cuantifican el hipervolumen de un rasgo en la comunidad y la

distribución de abundancia o biomasa de las especies en este volumen, propiedades funcionales que miden la complementariedad de nicho y por ende la mejora de los procesos de los ecosistemas por la variedad de rasgos funcionales (Finegan et al., 2015).

La diversidad funcional se puede caracterizar a partir de la **riqueza funcional**, que indica la cantidad de rasgo funcional, carácter o atributo que ocupa el espacio; o a través de la **uniformidad funcional** que hace referencia a la distribución uniforme de la abundancia en el espacio del rasgo funcional (Mouillot et al., 2004).

Independientemente de la métrica empleada para la medición de la diversidad funcional, se deben considerar dos criterios fundamentales para que el índice elegido sea acorde a la investigación ecológica planteada y permita hacer una evaluación correcta de las relaciones entre la diversidad biológica y el funcionamiento del ecosistema (Ricotta, 2005): 1) Si la diversidad funcional se calcula a partir de distancias funcionales por parejas entre las especies de un conjunto dado, las medidas deben ser monótonas en la distancia y ajustarse a la propiedad de hermanamiento; 2) Por otro lado, si la diversidad funcional se calcula teniendo en cuenta las distancias funcionales por parejas entre especies y sus abundancias relativas, la medida empleada debe ser cóncava permitiendo así la descomposición de la diversidad aditiva

1.6.1. Rasgos funcionales a escala de ecosistemas

El funcionamiento del ecosistema se da por la operación de múltiples filtros ambientales en una jerarquía de escalas, que al seleccionar individuos con respuestas apropiadas resultan en el ensamble de comunidades con una composición de especies con rasgos variables que tienen efectos directos sobre los procesos del ecosistema (S Lavorel & Garnier, 2002). Bajo esta premisa surge la **hipótesis de la complementariedad de nicho**, la cual se basa en que los procesos y servicios de los ecosistemas dependen de la variedad de rasgos funcionales en lugar de la riqueza de especies (Díaz et al., 2011).

Basados en los anterior, variaciones micro climáticas como aumento en la temperatura, la intensidad de luz, cambios en el régimen de humedad y el déficit de presión de vapor, entre otras, cambian la expresión de los ecosistemas (Montenegro & Vargas, 2008); lo cual se ve reflejado en mudanzas en la composición y distribución de las especies (Riutta et al., 2014), así como en la representación de los rasgos de las mismas, generando alteraciones en los procesos del ecosistema y modificando su resiliencia al cambio ambiental (S. Chapin et al., 2000).

1.6.2. Grupos funcionales de plantas en relación al fuego

Pausas et al., (2004), realizaron una clasificación jerárquica de cuatro grupos funcionales con base en la persistencia posterior al incendio de plantas y poblaciones individuales que les permite reducir el rango general de posibles combinaciones a un conjunto de grupos funcionales que representan el rango de estrategias presentes en los ecosistemas propensos a incendios:

Los cuatro grupos funcionales anteriores se conforman por dicotomías, la primera indica si los individuos tienen la capacidad de rebrotar después de un incendio (R+ rebrotadoras o R- no rebrotadoras) y la segunda, si la población persiste después del incendio como propágulos (P+ propágulo persiste o P- propágulos no persistentes) (Pausas et al., 2004).

Según Pausas et al., (2004), las especies rebrotadoras (R+) son las que tienen la capacidad de retoñar a través de estructuras como rizomas, yemas o lignotuber, entre otras, por lo cual, así el individuo adulto se haya quemado en su totalidad logra conformar que su población persista agrupada como una forma vegetativa; por el contrario, las no rebrotadoras (R-) no tienen la capacidad de retoñar después de un incendio. Así mismo, las especies con propágulos persistentes (P+) tienen la capacidad de persistir después de un fuego debido a que se mantienen localmente sus propágulos ya sea por un banco de semillas en el suelo, semillas resistentes al fuego y/o estimuladas por el fuego y/o floración pirogénica; mientras que las especies con propágulos no persistentes (P-) solo pueden establecerse por dispersión (Pausas et al., 2004).

1.6.3. Rasgos funcionales de las plantas y su relación con el fuego

Conjuntos alternativos de rasgos definen la respuesta de las plantas al fuego, es así como, por ejemplo, altura más alta a las llamas o semillas talentes durante la temporada de incendios pueden permitir que las plantas eviten el fuego por completo, o rasgos como el grosor de la corteza, la capacidad de rebrote o la inversión en reservas subterráneas pueden generarles ventajas a las plantas para que toleren el fuego o sobrevivan a él (S Lavorel & Garnier, 2002). A continuación, se relacionan los principales rasgos asociados a la respuesta de las plantas al fuego:

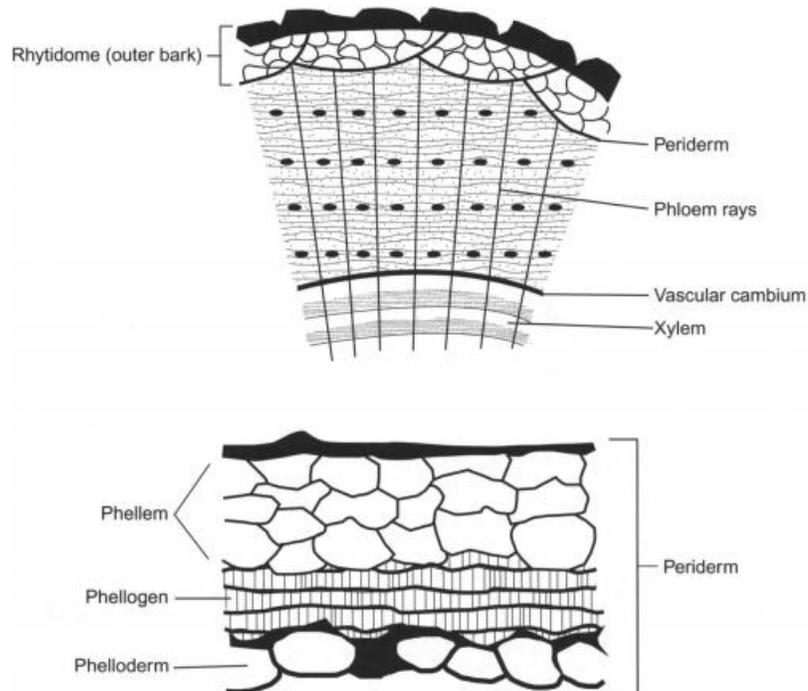
- **Corteza**

La corteza comprende los tejidos externos que están ubicados fuera del cambio vascular y se puede dividir en corteza interna y corteza externa (Romero, 2014)

- **Corteza interna:** La corteza interna se encuentra adyacente al cambium vascular y se compone de un floema secundario vivo que es el responsable de la translocación de los fotosintatos y otros metabolitos (Romero, 2014). Esta corteza termina con el periderma más interno que es producido por un falógeno que se desarrolla a partir del parénquima en los tejidos del floema más viejo o en los tallos jóvenes, justo debajo de la epidermis (Romero, 2014).
- **Corteza externa:** La corteza externa o ritidoma incluye los tejidos desde la periderma más reciente (interna) hasta el exterior del tallo, incluyendo los falógenos. Dentro de las funciones principales de la corteza exterior se destacan (Pausas, 2015): reducción de la pérdida de agua, protección contra la entrada de patógenos, estabilidad mecánica, protección contra lesiones mecánicas, aislamiento del tallo contra las condiciones climáticas adversas como heladas y la

protección contra la exposición al calor del tejido cambial confiriendo resistencia a la planta ante incendios forestales.

Figura I-1 Representación esquemática de la disposición general de los tejidos del tallo en tallos leñosos



Fuente: Romero, 2014.

- **Capacidad de rebrote**

El término **brotación** o **rebrotación** describe el proceso mediante el cual un árbol desarrolla troncos de reemplazo secundarios como respuesta inducida a una lesión o un cambio dramático en las condiciones ambientales circundantes (Del Tredici, 2001). El brote se diferencia del crecimiento clonal, ya que implica la persistencia del sistema radicular original y el reemplazo de un tronco dañado independientemente del potencial de propagación vegetativa, mientras que el **crecimiento clonal** hace referencia a árboles que producen troncos secundarios a una distancia medible de la base del tronco primario sin la necesidad que los troncos secundarios sean fisiológicamente autónomos (del Tredici, 2001).

La capacidad de rebrote es una de las respuestas de las plantas al fuego y es una característica que puede permitirles sobrevivir después de un incendio u otra perturbación, esta respuesta depende directamente de los tejidos de la planta, principalmente de los tejidos meristemáticos, los tejidos formadores de brotes, el cambium vascular y la corteza (Clarke et al., 2012). Aunque algunas especies de árboles tiene la capacidad de producir nuevo crecimiento vegetativo, la mayoría de las especies lo harán solo cuando el meristemo apical es destruido o bloqueado por algún factor extrínseco (del Tredici, 2001), es por ello que la nueva brotación se usa en el contexto de una respuesta a la perturbación ya que implica el potencial para la regeneración vegetativa repetida con meristemas protegidos (Clarke et al., 2012).

Como respuesta a la perturbación, una capacidad de rebrote exitosa genera un *trade-off* entre el crecimiento vegetativo y la reproducción sexual que depende de los recursos almacenados de la planta, es así como después de la perturbación la planta invierte en la generación actual a través del rebrote los recursos que podía invertir en la producción de semillas para generar una generación futura (F. S. Chapin et al., 1990) (. En ecosistemas propensos a incendios, esta estrategia ocurre ya sea por una adaptación de las especies a una mejor oportunidad de regeneración o por que disminuye la competencia después del fuego debido a la remoción de biomasa (Bellingham, 2000).

- **Inflamabilidad**

Un rasgo relevante para la función de la planta, el comportamiento de los incendios forestales y la evolución de la vegetación, es la inflamabilidad (Ager et al., 2014). De acuerdo a Michelaki et al., (2020), la inflamabilidad de las hojas en la vegetación es un espectro bidimensional continuo, en el cual, la primera dimensión impulsada por la forma y el tamaño de la hoja, representa la tasa de liberación de calor (combustibilidad versus sostenibilidad), y la segunda dimensión controlada por la economía de la hoja, representa retraso de ignición y liberación total de calor, es decir, consumibilidad . Este rasgo es multidimensional y se mide a partir de varios atributos (ignición, sostenibilidad, combustibilidad y consumibilidad) para clasificar las especies según su estrategia de inflamabilidad que

tienen asegurar la persistencia de la comunidad posterior al incendio (Michelaki et al., 2020).

La inflamabilidad vincula dos parámetros que corresponden a la flamabilidad y la conductividad térmica. La flamabilidad hace referencia a la facilidad con la cual una planta entra en ignición es decir cuando se empieza a producir la llama, por otro lado, la conductividad térmica determina la rapidez con la que las llamas pueden propagarse dentro de la planta (Cornelissen et al., 2003). La inflamabilidad de una planta depende del tipo y características intrínsecas del tejido, así como de la arquitectura y estructura de la planta y sus órganos (Cornelissen *et al.*, 2003). Los rasgos relacionados con la fase de ignición (inflamabilidad) están determinados específicamente por la humedad del tejido (contenido de agua), los rasgos que confieren resistencia a la sequía y la composición química de materiales volátiles, minerales, ceras y resinas (Lavorel y Garnier, 2002).

1.7. Combustibles

En el caso de incendios de vegetación, el **Combustible** incluye el material orgánico vivo (biomasa), así como ramas y madera muerta (necromasa) (FAO, 2005), y se define por tres componentes (Gill & Zylstra, 2005): a) **Ignición** que hace referencia a la facilidad con la cual prende el material, b) **Combustibilidad** que indica la facilidad de la biomasa para quemarse, y c) **Sostenibilidad** que es el tiempo que permanece encendido el material.

Los combustibles se pueden clasificar en varios tipos según la especie de planta, su forma, tamaño, disposición y otras características a nivel comunitario como la altura de dosel y el porcentaje de cobertura del mismo, siendo todas estas características las que van a definir la tasa de propagación del fuego (Pyne, Andrews, y Laven, 1996), por ello, es que se agrupan las comunidades vegetales similares en **Tipo de Combustible** para definir un comportamiento potencial del fuego (Riaño et al., 2002). Es importante resaltar que, si bien el combustible se puede asociar al tipo de vegetación presente, la variación entre tipos de combustibles puede ser mayor a la variación que se presenta entre tipos de vegetación (James K. Brown & Bevins, 1986).

También se pueden clasificar los combustibles según atributos como su morfología, ubicación, pérdida de humedad o como contribuyen al comportamiento del fuego, dividiéndolos en general en combustibles finos y combustibles gruesos (Sullivan et al., 2018). Los combustibles finos comprenden principalmente hojas caídas, cortezas, ramas con un diámetro de 6 mm o menos, hojas vivas y tallos finos (≤ 3 mm de diámetro) de arbustos y árboles; estos combustibles responden son los que responden más rápido a cambios en su ambiente térmico y se conocen también como combustibles de 1 hora porque este el tiempo de respuesta de su contenido de humedad a cambios por lo cual se encienden fácilmente y el fuego los consume rápidamente (J. K. Brown et al., 1981; Sullivan et al., 2018). Los combustibles gruesos se conforman usualmente por ramas y troncos caídos con un diámetro mayor a 6 mm y se dividen en combustibles de 10 horas y de 100 horas según su tiempo de respuesta el cual está directamente relacionado a sus dimensiones físicas, estos combustibles tardan más en encenderse y quemarse (Fosberg y Deeming, 1971; Sullivan et al., 2018).

Así mismo los combustibles se pueden estratificar de manera vertical, y se pueden reconocer tres tipos generales de fuegos según el estrato que afecten (Scott & Reinhardt, 2001): **Fuegos a nivel del suelo**, cuando se presenta en suelos orgánicos, raíces, hojarasca, litter y turba; **Fuegos de superficie** cuando se presenta en las hojas de la capa superficial, los árboles cortos, el pasto y la madera de las ramas; y **Fuegos de dosel** cuando ocurre en los combustibles elevados del dosel y que normalmente consume follaje vivo y muerto.

Los parámetros del combustible que influyen en la ocurrencia y propagación de incendios son: el tipo, continuidad, estructura y contenido de humedad del combustible; y están determinados en gran medida por el clima. El clima influye en el tipo y cantidad de la vegetación (Combustible), así como en la pérdida de humedad del combustible, ya que está se acelera con altas temperaturas, vientos altos, baja humedad relativa en el ambiente y baja presión atmosférica (Robinne et al., 2018). Además del clima, la cubierta forestal influye en la humedad del combustible, es así como mayor cubierta, más humedad y menos probabilidad de ignición (Robinne et al., 2018)

De los parámetros anteriormente mencionados, la humedad del combustible puede ser el que tiene mayor influencia en aumentar la probabilidad de incendios además de determinar la inflamabilidad del combustible (Robinne *et al.*, 2018), aunque las características principales de los combustibles que va a determinar la propagación e intensidad del fuego en un ecosistema, son la carga de combustible que hace referencia a la cantidad, la conectividad que es la conexión espacial del combustible y la inflamabilidad (Miller & Urban, 2000).

II. Objetivos de investigación

2.1. Justificación

Los incendios forestales en Colombia están afectado el patrimonio forestal del país, entre el año 2000 y 2021 de 113.760.850 ha continentales de Colombia, se quemaron 12.954.475 ha de vegetación que corresponden al 11.39% de la superficie del país, excluidas las islas (Meza *et al.*, 2023). Siendo la región de los llanos la más afectada con un área quemada de 10.499.625 hectáreas que equivalen al 24.37% del área total de la región, y el Vichada el departamento más afectado con la quema de 4.721.025 hectáreas (47.36% del departamento) (Meza *et al.*, 2023).

Se ha reportado que la Orinoquia es la región del país con mayor extensión de vegetación quemada por la extensión de las sábanas naturales (D. Armenteras *et al.*, 2009), ecosistema adaptado al fuego y que es quemado con alta frecuencia debido a la práctica de la ganadería extensiva (Correa-gómez & Stevenson, 2010). Sin embargo, si bien en la Orinoquia se reconoce la alta incidencia de incendios por las quemas de sabana, los incendios forestales en sus bosques húmedos han sido ignorados, a pesar de que estos ecosistemas son frágiles y los incendios tienen un gran impacto sobre ellos (Armenteras-Pascual *et al.*, 2011).

De acuerdo al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM, 2019), el departamento del Vichada es uno de los tres departamentos que presentan incendios forestales afectando grandes extensiones de bosques en áreas de importancia ecológica y cultural, manteniéndose anualmente en alerta roja por amenaza de incendios durante la temporada seca comprendida en los meses de diciembre a inicios de Abril.

2.2. Problema de investigación

Cuando se presenta un incendio en los bosques húmedos tropicales se generan múltiples impactos a diferentes escalas. Se ha encontrado a escala de paisaje un aumento de las áreas de borde de los bosques que hace el sistema más propenso a próximos incendios

(M. Cochrane, 2003) y a la conversión a otras coberturas no boscosas (Stevens-Rumann et al., 2018). A nivel de comunidad se ha reportado mortalidad de individuos que a su vez se traduce en una reducción de la diversidad taxonómica (Barlow & Peres, 2008), y también se presentan pérdidas en la diversidad funcional y filogenética (Nóbrega et al., 2019).

Estos impactos pueden generar un ciclo de retroalimentación positiva en el cual se aumentan significativamente las cargas de combustible y la inflamabilidad, incrementando la probabilidad de incendios más recurrentes y de mayor intensidad (M. Cardoso et al., 2009; M. A. Cochrane & Schulze, 1999a; Nepstad et al., 2001). Este ciclo de incendios persistentes conlleva a la degradación de grandes áreas de bosque, disminuyendo rápidamente su resiliencia y llevando a la sustitución de los bosques primarios por vegetación y sabanas degradadas o secundarias (M. Cardoso et al., 2009), afectando los servicios de los ecosistemas y el potencial económico de estos bosques (M. Cochrane, 2003). Sin embargo, aún se desconoce la resistencia y resiliencia de las comunidades forestales de los bosques húmedos tropicales ante los incendios, así como la respuesta de los bosques al fuego entre sitios con diferente grado de perturbación post-incendio (Brando et al., 2014).

En el caso de las tierras bajas del norte de Suramérica se ha generado un debate sobre si el fuego mantiene el equilibrio dinámico entre la sabana y el bosque. Este supuesto es bajo el principio que la sabana es un ecosistema propenso al fuego por ende es más inflamable y sus especies si tiene adaptaciones para resistir esta perturbación (Hoffmann et al., 2003), mientras que los bosques húmedos no son por su naturaleza ecosistemas propensos al fuego y las especies allí presentes carecen de adaptaciones para responder a los incendios (Shlisky et al., 2005). Es por ello que la mortalidad de la vegetación en los bosques húmedos puede llegar a ser muy alta aun cuando la intensidad del fuego sea muy baja (Barlow & Peres, 2008). Sin embargo, los estudios al respecto son escasos y sigue siendo incierto como los incendios en ecosistemas de sabana afectan la resiliencia de los bosques tropicales con lo que colindan bajo escenarios proyectados de aumento de los incendios (Fernández-garcía et al., 2020; Stevens-Rumann et al., 2018).

2.3. Preguntas de investigación

La pregunta que se busca resolver con esta investigación es ¿Cuál es el efecto de los incendios forestales sobre la resiliencia de los bosques de galería? Lo cual puede evaluarse a partir del análisis de cambios en la composición y estructura de las comunidades de vegetación post incendio (Barlow & Peres, 2008), cambios en las cargas de combustible (M. Cochrane, 2003), y a partir del análisis de rasgos individuales o conjuntos de rasgos coexistentes en plantas que actúan como predictores fácilmente y universalmente aplicables de la función del ecosistema y de la capacidad de respuesta al cambio (S. Díaz et al., 2004).

A partir de lo anterior, surgen las siguientes preguntas de investigación específicas:

P1: ¿Cuáles son los cambios post fuego en la composición y estructura de especies en las comunidades de plantas de bosques de galería y como se relacionan con su diversidad funcional?

P2: ¿Cómo es la respuesta intraespecífica al fuego de las principales especies forestales en el área de estudio?

P3: ¿Cómo difieren los tipos y cargas de combustible en los bosques de galería después de ser afectados por incendios forestales?

2.4. Hipótesis

H1: Los incendios forestales generar un cambio en la composición de especies de los bosques de galería, una reducción de la complejidad estructural y una disminución en la diversidad funcional, aumentando la presencia y abundancia de especies resistentes al fuego.

H2: Las especies forestales que se encuentran en áreas propensas a incendios presentan rasgos funcionales de protección que les confieren resistencia al fuego, pero estas mismas especies en ambientes no afectados por incendios invierten en rasgos que les permiten mayor crecimiento y desarrollo.

H3: En los bosques afectados por incendios forestales aumentan la cantidad de combustible seco y muerto en comparación con los bosques que no se han quemado.

2.5. Objetivos

2.5.1. Objetivo General

Analizar la influencia de los incendios forestales sobre la resiliencia de bosques de galería en la cuenca del Orinoco.

2.5.2. Objetivos Específicos

Obj 1: Analizar los cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería

Obj 2: Analizar la variabilidad en rasgos funcionales en especies forestales que se encuentran en zonas afectadas y no afectadas por fuego.

Obj 3: Caracterizar los tipos de combustible y analizar las diferencias en la acumulación de las cargas de combustible de bosques afectados y no afectados por fueg

III. Materiales y métodos

3.1. Área de estudio

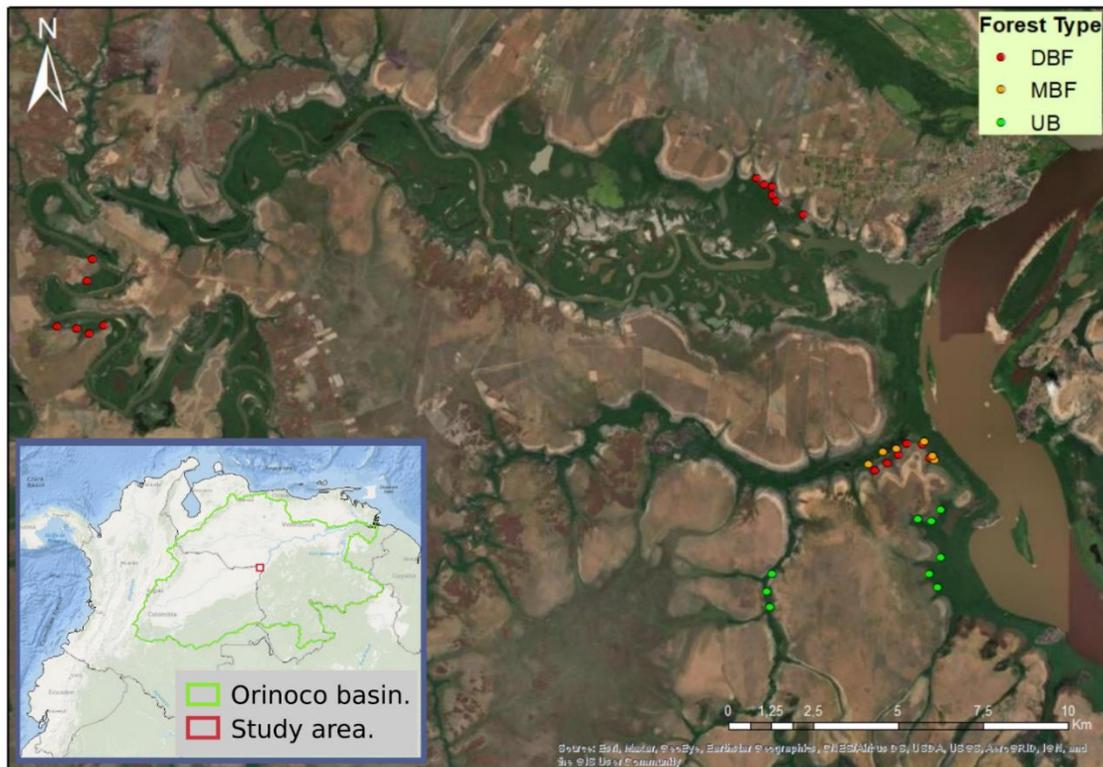
El área de estudio se encuentra en las sabanas del norte de Sur América, que corresponden al segundo complejo de sabanas más grandes del neotrópico después del Cerrado de Brasil (Romero-Ruiz et al., 2010). Específicamente investigamos en un sistema inundable de bosques de galería inmersos en una matriz de extensas sabanas en la Orinoquia guayanesa colombiana (**Figura III-1** ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.). Área de especial interés ya que la cuenca del Orinoco es uno de los complejos de ecosistemas fluviales más importante del mundo y uno de los reservorios de biodiversidad más importante del neotrópico (Gassón, 2002).

El área de estudio pertenece a la Provincia Biogeográfica de la Orinoquia y al Gran Bioma del Bosque Húmedo Tropical. La región Orinoquia es la zona más afectada por incendios, lo que puede impulsar procesos de degradación de bosques que son precursores en muchos casos de deforestación (D Armenteras et al., 2018). La mayor cantidad de vegetación quemada en esta región corresponde a sabanas naturales (Armenteras et al., 2009), ecosistema adaptado al fuego y que es quemado con alta frecuencia debido a la práctica de la ganadería extensiva (Correa-Gómez & Stevenson, 2010). Sin embargo, si bien en la Orinoquia se reconoce la alta incidencia de incendios por las quemaduras de sabana, los incendios forestales en sus bosques húmedos han sido ignorados, a pesar de que estos ecosistemas son frágiles y los incendios tienen un gran impacto sobre ellos (Armenteras et al., 2011). De la región de la Orinoquia Colombiana, el departamento del Vichada es el que se mantiene permanentemente en alerta roja por amenaza de incendios durante la temporada seca comprendida en los meses de Diciembre a inicios de Abril (IDEAM, 2019; UNDGRD, 2019).

Las parcelas de muestra se ubicaron en bosques quemados y no quemados al interior de tres reservas naturales de la sociedad civil: La RNSC Bojonawi, la RNSC Doñana y la RNSC Los Robles. Las tres reservas hacen parte de la Reserva de la Biosfera El Tuparro, se caracterizan por tener un clima tropical con temperaturas medias que oscilan entre los 27° a 36°C, y un régimen de precipitaciones monomodal de 2000 a 3500 mm al año, con

un periodo de inundación de abril hasta noviembre, y un periodo seco entre diciembre y marzo (IAvH, 2016 – Romero et al., 2016).

Figura III-1 Área de estudio



3.2. Diseño muestral

Utilizamos un diseño de parcelas contiguas anidadas dentro de transectos siguiendo una estrategia de muestreo probada con éxito en estudios similares anteriores (Dolors Armenteras et al., 2021; A. P. G. Da Silva et al., 2018; Maracahipes et al., 2014; Molina et al., 2018). Se establecieron treinta y tres transectos de una longitud de 100 m de y 10 m de ancho para un área por transecto de 0.1 ha. Los transectos se separaron por al menos 400 m, y cada uno se dividió en: i) Diez subparcelas de 100 m² para la medición de fustales, es decir los individuos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm (DAP ≥

10 cm), ii) diez subparcelas de 25 m² para la medición de latizales que corresponden a los individuos con un DAP < 10 cm y una altura total mayor a 1.5 m, iii) diez subparcelas de 4 m² para la medición de brinzales que son los individuos con DAP < 10 cm y una altura que oscila entre los 0.3 m y los 1.5 m, y, iv) diez subparcelas de 1 m² para el conteo de renuevos con DAP < 10 cm y alturas menores a 0.3 m.

Figura III-2 Diseño muestral



3.2.1. Categorización de la intensidad y severidad del fuego en los bosques quemados

Los incendios antropogénicos en los sitios de estudio ocurrieron durante enero y marzo de 2015 y 2019, que son los meses más cálidos y secos del año para la región. Para clasificar la intensidad y la severidad del fuego, adoptamos los parámetros asociados a los cambios en la vegetación propuestos por Keeley (2009) y Pausas (2017).

La intensidad del fuego se definió mediante una inspección visual en los transectos quemados, midiendo la altura de la cicatriz del fuego en los árboles y palmas adultos (DAP ≥ 10 cm). Mientras que la severidad del fuego se determinó con base en la densidad de individuos que quedaron vivos en pie posterior al incendio, extrapolando el número de individuos vivos por transecto a una hectárea.

Con base en lo anterior, clasificamos tres condiciones de los bosques: i) **Bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA)**, bosques con cicatrices de fuego que llegan a las copas, troncos carbonizados con un diámetro mayor a 10 cm, escombros quemados superficialmente de todos los tamaños, ii) **Bosque quemado de intensidad y severidad moderada (BQM)**, cicatrices en troncos de árboles a alturas variables, árboles con algo de cobertura de dosel muerto pero el follaje no consumido por completo, ramas delgadas

en la superficie del suelo ; y iii) **Bosque no quemado (BNQ)**, bosques que en los últimos 30 años no han sido objeto de quema, tala o pastoreo.

3.2.2. Colección de material vegetal

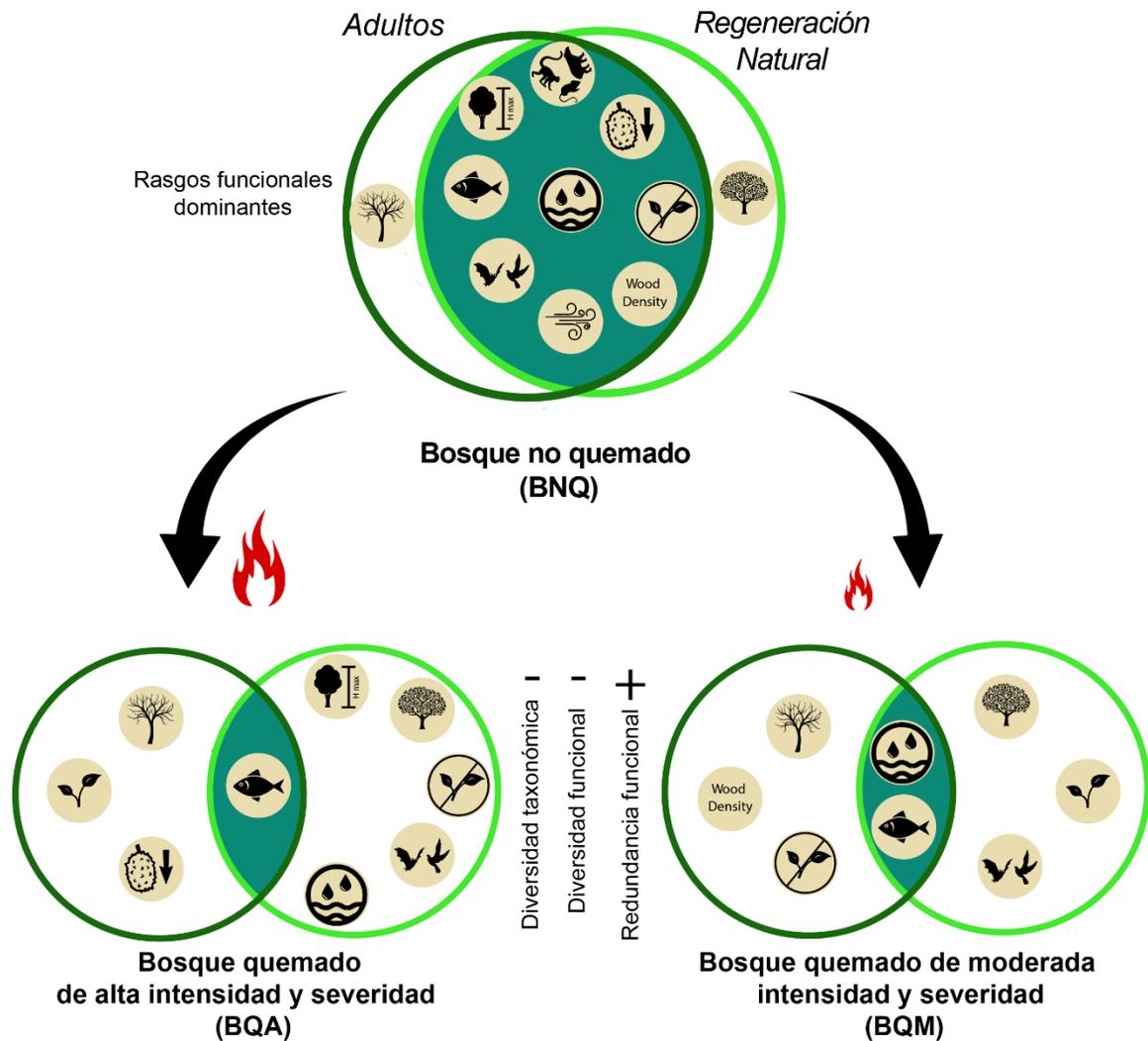
Cuando no fue posible realizar la determinación de la especie en campo, se realizó la recolección de una porción de la rama terminal de 30 – 35 cm de longitud, en los casos que fueron posibles, se tomaron muestras fértiles (con flores y frutos) y se colectaron cuatro duplicados (muestras del mismo individuo).

Durante el proceso de colección, se realizó un registro fotográfico de los individuos para facilitar la determinación, posteriormente el material colectado se preparó para su respectiva determinación.

El material fue procesado (secado y cuarentena), en el cuarto de secado de la Universidad Nacional de Colombia. Para la determinación del material vegetal se recurrió a la consulta de claves taxonómicas, literatura e información existente en páginas web de colecciones botánicas, consulta con expertos, así como a la comparación directa con los ejemplares de la colección del Herbario Nacional Colombiano de la Universidad Nacional de Colombia y el Herbario Amazónico Colombiano COAH – SINCHI.

IV. Cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería

4.1. Resumen grafico



Rasgos que permiten la persistencia de las plantas después del fuego	Rasgos que les permiten a las plantas evitar el fuego	Rasgos que les confieren a las plantas resistencia al fuego
<p>Capacidad de rebrote</p>	<p>Fenología de la hoja</p>	<p>Densidad de la madera</p>
<p>Tipo de dispersión</p>	<p>Altura máxima</p>	

4.2. Resumen

El fuego es un disturbio recurrente en las sábanas húmedas del Trópico, sin embargo, en las últimas décadas, los bosques neotropicales se han visto más afectados debido a la mayor frecuencia de incendios y la extensión de las áreas quemadas. Actualmente, todavía hay un conocimiento limitado sobre si estos eventos de perturbación generan cambios en la diversidad taxonómica y funcional que, en última instancia, pueden conducir a la degradación y pérdida de resiliencia de los bosques tropicales. Para comprender la respuesta al fuego de los bosques húmedos neotropicales estacionalmente inundables y el impacto sobre la diversidad taxonómica y funcional, estudiamos bosques afectados por incendios con tres grados de severidad e intensidad: no quemados, quemados de media severidad e intensidad y quemados de alta severidad e intensidad. Encontramos que independientemente de la severidad, el fuego genera una alta homogeneización taxonómica y funcional en la comunidad de árboles y palmas al reducir la diversidad taxonómica y funcional α y β y aumentar la homogeneización funcional al filtrar especies con características similares. Los adultos con rasgos de evitación del fuego, como la caducidad del follaje, y rasgos de persistencia, como la capacidad de rebrote, fueron los que sobrevivieron mejor al fuego. El fuego redujo significativamente la abundancia de especies perennifolias y las dispersadas por zoocoria. Nuestros hallazgos brindan información sobre la trayectoria funcional de los bosques neotropicales húmedos estacionalmente inundables después del incendio, indicando que incluso los incendios moderados pueden conducir a una homogeneización de estos ecosistemas y amenazar su persistencia.

Keywords: Biodiversity loss, forest resilience, wildfire, functional diversity.

4.3. Introducción

Diferentes tipos de ecosistemas alrededor del mundo se han visto seriamente afectados por los incendios forestales. Si bien el área global quemada ha disminuido en los últimos años (Andela et al., 2017), casi un tercio de la masa terrestre mundial experimenta actividad de incendios recurrentes, con un área quemada anual de aproximadamente $\sim 4.5 \text{ M.Km}^2$ (

Robinne et al., 2018). Las sábanas y los bosques en los cinturones tropicales, son dos de los biomas en los cuales se concentra la actividad de incendios (Andela et al., 2017). Los incendios en los bosques tropicales han aumentado considerablemente desde la década de los 80 y esta tendencia se ha mantenido (Robinne et al., 2018), contribuyendo al 15% de las emisiones totales de gases efecto invernadero (GEI), siendo el segundo contribuyente por debajo de los incendios de sabana que aportan el 65% de las emisiones totales (van Der Werf 2018). Particularmente, los bosques húmedos tropicales (BhT) se queman con menor frecuencia que los bosques secos debido a los altos contenidos de humedad (M. Cochrane, 2003), sin embargo, son más susceptibles a los incendios debido a que no son ecosistemas propensos ni adaptados al fuego, la mayoría de sus especies carecen de adaptaciones para responder a los incendios (Shlisky et al., 2005); es por ello que ante un incendio, la mortalidad de la vegetación en estos bosques es muy alta, aun en casos cuando la intensidad del fuego es muy baja (Myers, 2006).

La alta mortalidad despliega una serie de efectos en cascada, como por ejemplo cambios en la biomasa aérea. Se ha reportado que la biomasa en los BhT quemados puede ser hasta cuatro veces menor en comparación con los no quemados (Armenteras et al., 2021), y este cambio no solo incide en las reservas de carbono (C. V. J. Silva et al., 2018), sino que también conlleva a cambios en la composición y estructura de la vegetación (Armenteras et al., 2021; Barlow & Peres, 2008a; Cochrane & Schulze, 1999). Estos cambios se han caracterizado por un aumento considerable en la mortalidad de árboles adultos, reduciendo de manera significativa la cobertura de dosel y favoreciendo los pastos invasores (Balch et al., 2015), además de evidenciarse un patrón de rotación de la comunidad de árboles grandes a arbustos en las zonas más afectadas (Barlow & Peres, 2008). También se ha registrado que los incendios recurrentes inducen una homogenización taxonómica de los BhT, en la cual disminuye la riqueza de especies por extinciones locales de las especies sensibles al fuego (Da Silva et al., 2018). Todos estos cambios en la vegetación a su vez generan cambios en las comunidades de fauna, restringiendo o promoviendo la aparición y ocupación de diferentes especies (González et al., 2021).

A pesar de los avances en el conocimiento, se evidencia que la mayoría de los estudios sobre los efectos de los incendios en los bosques tropicales se ha centrado en la diversidad taxonómica. Si bien los incendios pueden influir en diferentes facetas de la diversidad de especies, como la diversidad filogenética y funcional (Nóbrega et al., 2019), en el neotrópico aún hay grandes vacíos de información de los cambios filogenéticos y funcionales que generan los incendios en los bosques (Armenteras et al., 2021; Nóbrega et al., 2019). Considerando que en específico la diversidad funcional, entendida como el grado de diferencia de rasgos funcionales entre las especies y dentro de las especies (Mason & De Bello, 2013), influye en la capacidad de respuesta del sistema ante perturbaciones, así como en los procesos y funcionalidad de los ecosistemas (Suding et al., 2008), esta puede proporcionar un enfoque más amplio para entender las respuestas comunitarias al fuego (Nóbrega et al., 2019). Una mayor diversidad funcional sustenta muchos bienes y servicios a través de procesos del ecosistema (Sandra Díaz et al., 2007), debido a que comunidades de plantas con características funcionales diversificadas soportan un mayor número de interacciones bióticas, como la polinización (Martins & Batalha, 2006), la dispersión (Cadotte, 2006), la herbívora (Ristok et al., 2020), entre otras. Así mismo, es de esperarse que sistemas con una mayor riqueza de especies y diversidad de respuestas sean más resistentes y tengan una mayor tasa de recuperación ante una perturbación, siendo por ende más resilientes (Bhaskar et al., 2018). Lo anterior está directamente relacionado con un tributo de la comunidad que es la redundancia funcional, la cual implica que en un ecosistema varias especies cumplen la misma función, es por ello que si se pierde una especie por efecto de una perturbación, hay otras especies que pueden ejercer su rol (White & Jentsch, 2001).

En el caso específico de los ecosistemas afectados por el fuego, puede evaluarse la diversidad funcional a través de los rasgos funcionales de las especies que le confieren la capacidad de supervivencia durante el fuego, inmediatamente después del fuego y/o la recuperación después del fuego, garantizando su persistencia (Pausas, 2019). Por ejemplo, hay rasgos que les confieren resistencia a las plantas como una corteza muy gruesa o una alta densidad de la madera (Cornelissen et al., 2003), otros rasgos como la caducidad del follaje les permiten a las plantas reducir la inflamabilidad y evitar el fuego (Cornelissen et al., 2003), mientras que rasgos como la altura máxima, pueden favorecer que partes importantes para la regeneración o la reproducción estén fuera del alcance de

llamas (Cornelissen et al., 2003). Así mismo, otras especies pueden no sobrevivir al fuego, pero estar presentes después de un incendio gracias a los mecanismos de recolonización mediada por la dispersión (Pérez-Harguindeguy et al., 2013; Pausas, 2019).

El papel de la diversidad funcional en la resiliencia de los ecosistemas ha sido ampliamente probado en sistemas acuáticos o terrestres como los pastizales, pero aún hay enormes vacíos de información para los bosques, esto debido a su complejidad estructural, ciclos de vida más largos y las dinámicas espacio temporales de estos sistemas (Scherer-Lorenzen, 2014). Por lo cual, comprender las relaciones entre la biodiversidad y la función de los bosques, así como su interacción con perturbaciones y/o el cambio climático sigue siendo un campo importante de investigación para la ecología forestal aplicada (Mori et al., 2017).

En este estudio evaluamos la respuesta a diferentes severidades del fuego de los bosques húmedos tropicales, considerando los cambios en la diversidad taxonómica y funcional. Tomamos como caso de estudio los bosques inundables de la Orinoquia guayanesa, y consideramos rasgos asociados a la persistencia de las plantas después del fuego. Específicamente evaluamos los cambios en el estrato adulto de la vegetación, considerando que en este se encuentran las plantas que sobrevivieron al incendio y por ende se pueden evidenciar cuales son los rasgos de resistencia o evitación. También evaluamos los cambios en la regeneración natural, ya que nos permite no solo identificar los rasgos asociados a la capacidad de establecimiento posterior al incendio sino también tener indicios sobre la posible trayectoria que tomaran los bosques después de la perturbación. Esperamos que bosques no quemados estén asociados a una mayor diversidad taxonómica y funcional, por ende, presentan una mayor redundancia en la respuesta de las especies. Por el contrario, presumimos que en bosques quemados en el estrato de adultos y la regeneración hay una simplificación taxonómica y funcional que cambia la redundancia de respuestas funcionales, simplificación que aumenta cuando al intensidad y severidad del fuego es mayor.

4.4. Materiales y métodos

4.4.1. Unidades de muestreo y temporalidad del muestreo

La medición de los bosques se realizó tres años después del incendio. Se tomaron como áreas de control de los bosques quemados, parcelas en bosques del mismo tipo pero que en los últimos 30 años no hubiesen presentado quemas, extracción de madera ni pastoreo. Siguiendo estrategias de muestreo similares y contrastadas en estudios previos (Armenteras et al., 2021; Da Silva et al., 2018; Maracahipes et al., 2014; Molina et al., 2018), establecimos un diseño experimental de parcelas contiguas al interior de transectos. Es así como en cada área de muestreo se establecieron transectos de una longitud de 100 m y un ancho de 10 m, separados entre sí 400 m, dividiendo cada transecto en 10 parcelas de 100 m². En cada parcela de 100 m² se registraron e identificaron todos los sobrevivientes del incendio, es decir aquellos individuos arbóreos y palmas con un DAP ≥ 10 cm, los cuales se denominarán adultos y a cada uno de los cuales se les realizó la medición de diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total. Con el fin de evaluar la comunidad de vegetación que se estableció después del incendio, cada una de las parcelas de 100 m² se subdividió en unidades de muestro de 25 m², para el registro de la regeneración natural (latizales). Incluyendo en esta categoría de tamaño todos los individuos arbóreos y palmas con un DAP < 10 cm y alturas mayores a 1.5 m.

De acuerdo con la clasificación de intensidad y severidad aplicada, de la totalidad de los transectos evaluados, 9 transectos para un total de 90 parcelas corresponden a bosque no quemado, 18 transectos (180 parcelas) a bosque quemado con una severidad del fuego alta y 6 transectos (60 parcelas) a bosque quemado con una severidad de fuego media, dando un total de 330 parcelas de muestreo.

4.4.2. Rasgos de las plantas que influyen en la respuesta al fuego

Se seleccionaron rasgos de las especies que se asocian con su respuesta al fuego. Clasificándolos en: a) **rasgos que les permiten a las plantas evitar el fuego**: la altura máxima (Amax medida en metros) y la fenología de la hoja (Cornelissen et al., 2003); b) **rasgos que les confieren a las plantas resistencia al fuego**: densidad de la madera (DM, g/cm³) (Cornelissen et al., 2003); c) **rasgos que permiten la persistencia de las plantas después del fuego**: capacidad de rebrote y tipo de dispersión (Cornelissen et al., 2003; Clarke et al., 2012; Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

Los valores de Amax se midieron durante la campaña de campo con un telémetro láser TruPulse 200 L. Como valor del rasgo se utilizó el 95 por ciento de los valores registrados para cada especie en el estrato adulto (fustales). En el caso de especies para las que no se disponía de esta información, debido a que no estaban presentes en el estrato adulto, se complementaron los datos con base en valores registrados para cada especie en artículos científicos y registros de herbario.

La asignación del rasgo fenológico de las hojas se hizo a partir de observaciones en campo y bibliografía especializada. Siguiendo la propuesta de Casanoves *et al.* (2011), clasificamos las especies en tres categorías: a) *perennifolias*, aquellas que mantienen su cobertura foliar durante todo el año; cambian continuamente de hojas, b) *caducifolias*, aquellas que pierden sus hojas durante el mismo período del año, y c) *semicaducifolias*, aquellas que pierden parte de su follaje en el año ya sea por épocas climáticas o por eventos reproductivos (floración o fructificación).

Los valores de densidad de madera (DM) se obtuvieron de la base de datos de densidad de madera global (Zanne et al., 2009) y se complementaron con informes en la literatura

revisada por pares. Cuando no se disponía de información a nivel de especie, se utilizó el valor promedio de la densidad de la madera para el género.

Determinamos la capacidad de rebrote monitoreando a todos los individuos con un DAP \geq 10 cm durante la estación seca en el período comprendido entre los años 2017 y 2021. Clasificamos las especies en dos categorías (Salazar *et al.*, 2020): a) *especies con capacidad de rebrote*, aquellas especies que pueden rebrotar raíces ya sea bajo tierra o en el tronco y ramas, y b) *especies sin capacidad de rebrote*, especies sin rebrote observado durante el periodo observado.

Finalmente, se asignó el tipo de dispersión de cada especie con base en la información obtenida de artículos publicados revisados por pares. En el caso de la especie para la cual no se encontró información específica, se utilizó el agente dispersor o síndrome de dispersión reportado para el género o familia según las características del fruto. A partir de la información recopilada, empleamos las categorías de dispersión establecidas por Salgado-Negret (2007): anemocoria, hidrocoria, autocoria (explosiva y de gravedad) y zoocoria subdividida en tres subcategorías correspondientes a terrestre (pequeños y grandes mamíferos), aérea (murciélagos y aves) e ictiocoria (peces). Se incluyó la ictiocoria dado que el sistema de estudio está sujeto a inundaciones y los peces son un importante agente de dispersión. La información sobre las especies y sus rasgos se puede ver en el **Anexo A Tabla 8-1**.

4.4.3. Análisis de datos

- **Diferencias en la composición y estructura de la vegetación entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad**

El análisis de composición y estructura de la vegetación se realizó determinando el índice de valor de importancia ampliado (IVIA) para cada condición del bosque (BNQ, BQM y

BQA), combinando la estructura horizontal y vertical de las categorías de tamaño de fustales y latizales (

Tabla 4-IV-1). Para la estructura horizontal se calculó el índice de valor de importancia (IVI) para todos los individuos con DAP ≥ 10 cm (fustales), y para los individuos con DAP < 10 cm y altura mayor a 1.5 m (latizales), se calculó el índice de regeneración natural (RN).

Tabla 4-IV-1: Parámetros considerados para el cálculo del índice de valor de importancia ampliado

Parámetro	Definición
Índice de Valor de Importancia (IVI)	<p>El IVI es un método cuantitativo que indica la importancia fitosociológica de una especie y permite la clasificación de comunidades de plantas según variaciones de la composición florística y la evaluación de variables estructurales (Rangel-CH y Velázquez, 1997). A su vez, el índice de valor de importancia permite determinar el grado de heterogeneidad del ecosistema (Rangel-CH y Velázquez, 1997).</p> $IVI = Ab\% + Fr\% + G\%$ <p>Dónde: Ab%: Abundancia relativa - Fr%: Frecuencia relativa- G%: Área basal relativa</p>
Clase de Tamaño (CT)	<p>Es una medida basada en la altura y el diámetro de los individuos que se utiliza para conocer la estratificación de la comunidad (Rangel y Garzón 1994).</p> $CT = (AbSp_i Ct_1 * Ab total Ct_1)$ <p>Ab: Abundancia absoluta (Número de individuos por clase de tamaño) Ct1: Latizales</p> $CT (\%) = \frac{CT Sp_i}{CT Total} * 100$
Regeneración Natural (RN)	<p>La regeneración natural relativa para cada especie se obtiene por la media aritmética de los valores mencionados (Categoría de Abundancia, Frecuencia y Tamaño) (Rangel-CH y Velázquez, 1997).</p> $RN (\%) = Ab (\%) + Fr (\%)$ <p>Ab%: Abundancia relativa de las especies en la regeneración natural. Fr%: Frecuencia relativa de las especies en la regeneración natural. CT %: Clase de tamaño</p>
Posición Sociológica (PS)	<p>PS se utiliza para describir y analizar la distribución de especies en un estrato vertical. El índice PS se usa para determinar esto, previamente se le asigna un Valor Fitosociológico a cada estrato (Rangel-CH y Velázquez, 1997).</p>

Parámetro	Definición
	$PS = (AbSp_i E_1 * Ab total E_1) + (AbSp_i E_2 * Ab total E_2) + (AbSp_i E_3 * Ab total E_3)$ <p>Ab: Abundancia absoluta (Número de Individuos por estrato) incluidos fustales y latizales E1: Estrato arbóreo (Ar) Alturas de 12 a 25 m E2: Estrato arbóreo inferior (Ar inf) Alturas de 5 a 12 m E3: Estrato arbustivo (Arb) Alturas de 1.5 a 5 m</p> $PS(\%) = \frac{PS Sp_i}{PS Total} * 100$
Índice de Valor de Importancia Ampliado (IVIA)	<p>Incluye los parámetros descriptivos de la estructura horizontal y vertical y la regeneración natural, permite conocer la importancia ecológica y el potencial de regeneración de especies (Rangel-CH y Velázquez, 1997).</p> $IVIA = IVI (\%) + PS(\%) + RN(\%)$ <p>IVI: Índice de Valor de Importancia - PS: Posición Sociológica - RN: Regeneración Natural</p>

- **Definición de tipos funcionales**

Siguiendo la metodología propuesta por Casanaves *et al.*, (2011), se definieron los tipos funcionales de plantas a través de un análisis multivariado de conglomerados en el software InfoStat. En el análisis se empleó el método de Ward para la construcción del árbol binario (conglomerados) y la distancia de la similaridad de Gower. Las variables cuantitativas utilizadas en el análisis fueron la densidad de la madera y la altura máxima, y las variables categóricas fueron la capacidad de rebrote, la fenología foliar y el tipo de dispersión. En el caso de las variables categorías debido a que tenían categorías múltiples excluyentes se definieron variables auxiliares dummy.

En la construcción del dendrograma para la definición de tipos funcionales, se encontró que la capacidad de dispersión no contribuyó a la agrupación de especies de forma satisfactoria, situación ya registrada con este y otros rasgos reproductivos en bosques húmedos tropicales (Chazdon *et al.*, 2010). Así mismo los rasgos de densidad de la madera y altura máxima) no fueron determinantes en la separación de los grupos. Por lo cual, la dispersión, la altura máxima y la densidad se trataron como atributos funcionales por separado y el análisis de conglomerados se basó solo en los rasgos vegetativos de

capacidad de rebrote asociado a la persistencia de las especies después del fuego y la fenología asociado a las estrategias de evasión del fuego.

- **Diferencias en la diversidad taxonómica alfa y beta entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad**

Debido a la diferencia de tamaño entre las unidades de muestra (subparcelas) para medir los adultos y los brinzales, utilizamos curvas de rarefacción para determinar si las diferencias en los tamaños de muestra influyeron en los resultados. Las curvas de rarefacción se construyeron utilizando la abundancia de las especies muestreadas por subparcelas (**Figura IV-1**). Para este análisis utilizamos el paquete iNEXT (Hsieh et al., 2016) en el software R (versión 1.3.959). Calculamos la riqueza de la comunidad vegetal (número de especies), la diversidad específica (índice de Shannon-Wiener, en adelante Shaw) y el índice de Pielou a nivel de cada estrato (adultos y regeneración natural) para cada transecto. También calculamos el índice alfa de Fisher que cuantifica la diversidad e intrínsecamente involucra la relación entre el número de individuos y el número de especies presentes. En estos análisis consideramos todas las especies adultas registradas en las parcelas de muestreo. Para la regeneración natural (latizales), excluimos del análisis especies raras con una abundancia de menos de diez individuos.

Para analizar la influencia sobre la diversidad taxonómica de los estratos y la severidad del fuego entre sitios, construimos varios modelos dependiendo de la distribución de los errores de cada variable. Para Richness, Pielou index y Alpha Fisher usamos un modelo lineal generalizado de efectos mixtos (GLMM) con una distribución de Poisson. Mientras que para el índice de Shaw se utilizó un modelo lineal general (GLM). En este análisis, la severidad e intensidad del fuego (no quemado, moderado, alto) se incluyeron como un factor fijo, y los transectos se incluyeron como factores aleatorios. Utilizamos la prueba de Moran para analizar la autocorrelación espacial de los modelos. Los valores estáticos de Moran I se calcularon en R utilizando el código de Bivand y Wong (2018), y se presentan en el **Anexo A**

Tabla 8-3.

Para analizar los efectos de la severidad del fuego sobre la diversidad taxonómica a nivel de paisaje (diversidad beta - β), se analizaron los cambios en la composición de especies entre las diferentes comunidades mediante el índice de Sørensen (β_{sor}), que mide la disimilitud de especies. Siguiendo el enfoque propuesto por Baselga (2010), dividimos los cambios potenciales en β_{sor} en dos componentes: reemplazo de especies (β_{sim}) y anidamiento (β_{nes}). Un valor de anidamiento mayor (β_{nes}) indica que las diferencias en la composición de especies entre sitios surgen principalmente de la presencia de subgrupos de especies contenidos (anidados) en el sitio con mayor riqueza de especies, mientras que el mayor número de reemplazos (β_{sim}) indica que las diferencias en la composición de especies entre sitios provienen principalmente del recambio de diferentes especies (ver el artículo seminal de Baselga (2010) y Lourenço- de - Moraes et al. (2019). Para el cálculo de los tres índices se utilizó el paquete Betapart (Baselga et al., 2021) en R (versión 1.3.959).

Teniendo en cuenta que las métricas de disimilitud no pueden discernir si las diferencias en disimilitud se deben a cambios en la estructuración subyacente de la composición de la comunidad entre sitios o cambios solo en la diversidad α (Chase et al., 2011), utilizamos la métrica de diversidad β de Raup-Crick (β_{RC}), según lo configurado por Chase et al. (2011), de manera complementaria, β_{RC} está explícitamente condicionado a la variación en la diversidad α y, por lo tanto, proporciona una métrica más apropiada que otras medidas de disimilitud para comparar la disimilitud entre comunidades que varían en diversidad α (Chase et al., 2011).

- **Análisis de los rasgos de las plantas que influyen en su respuesta al fuego**

Para analizar las diferencias en los rasgos funcionales entre las condiciones del bosque, calculamos las medias ponderadas de la comunidad (CWM). Para determinar el CWM,

primero calculamos los pesos (wts) con base en la abundancia de cada especie en el transecto. Luego, creamos una matriz que incluía los valores de los rasgos para cada especie. Las características cualitativas como la fenología de la hoja, la capacidad de rebrote y el tipo de dispersión se representaron como valores binarios (0 para ausencia y 1 para presencia). Para las características cuantitativas se utilizaron los valores reportados de densidad de la madera por especie y el 95% de los valores máximos de altura registrados para cada especie en el estrato adulto. Utilizamos el paquete FD (Laliberté et al., 2022) en RStudio para calcular el CWM para cada rasgo. El CWM se definió como la media de los valores presentes en la comunidad (es decir, transecto) ponderada por la abundancia relativa de taxones que contienen cada valor (Lavorel et al., 2008). Los valores de CWM para cada rasgo funcional en diferentes tipos y estratos de bosque se presentan en el **Anexo A Tabla 8-9**

Finalmente, para determinar si había diferencias significativas en la abundancia de rasgos (CWM) y la riqueza de rasgos, se utilizaron modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMM) con distribución de Poisson y modelos lineales generales (GLM), según las distribuciones de error de cada variable. En todos los modelos incluimos como efectos fijos las condiciones del bosque, el estrato y la interacción de estos dos factores. Como efectos aleatorios, incluimos los transectos. Para analizar la autocorrelación espacial de los modelos utilizamos la prueba de Moran. Los valores estáticos de Moran I se calcularon en R utilizando el código de Bivand y Wong (2018), y se muestran en el **Anexo A**

Tabla 8-3.

- **Diferencias en la diversidad funcional entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad**

La diversidad funcional se determinó a partir de índices multidimensionales de múltiples rasgos que dan cuenta de la abundancia de individuos. Se utilizó el índice de dispersión funcional (FDis), riqueza funcional (FRic), uniformidad funcional (FEve) y divergencia funcional (FDiv) propuestos por Laliberte y Legendre (2010), ya que permiten calcular la

diversidad funcional para comunidades incluyendo un mínimo de dos especies (ver Espelta et al. (2020). El cálculo se realizó en RStudio (versión 1.4.1717) utilizando la biblioteca de diversidad funcional (FD) (Laliberté et al., 2014). Adicionalmente, se estimó la redundancia de rasgos funcionales mediante el índice multirasgo unidimensional basado en la abundancia y riqueza de especies de Rao. Para analizar los efectos de la severidad del fuego sobre la diversidad funcional, se eligió un modelo lineal general (GLM). Los efectos fijos incluidos en el modelo fueron las condiciones del bosque (BNQ, BQM, BQA), el estrato y sus respectivas interacciones, mientras que la parcela anidada dentro del transecto se incluyó como factor aleatorio.

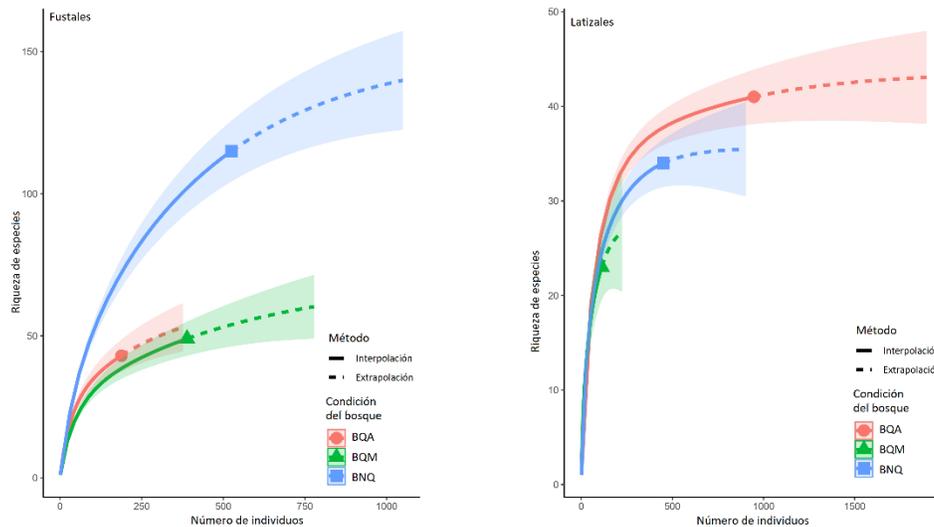
Para analizar los efectos de la severidad del fuego en los cambios o reemplazos en la diversidad funcional entre las diferentes comunidades (beta - β diversidad funcional), analizamos las diferencias funcionales de sitios múltiples, separando los componentes de diversidad funcional resultantes del recambio y el anidamiento, como en dicho procedimiento realizado para la diversidad taxonómica siguiendo a Baselga (2010). En este análisis, el número de dimensiones no debe exceder de cuatro; por lo tanto, realizamos dos análisis: el primero para los caracteres de presencia/ausencia (fenología de la hoja, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y el segundo para los caracteres cuantitativos (altura máxima y densidad de la madera). Utilizamos el paquete Betapart funcional (Baselga et al., 2021) en R (versión 1.3.959) para los cálculos del índice de Sørensen (β_{sor}), el índice de Simpson (β_{sim}), el índice de anidamiento (β_{nes}) y el cálculo de las medidas de diversidad beta funcional de sitios múltiples y la disimilitud funcional por pares matrices.

4.5. Resultados

- **Diferencias en la composición y estructura de la vegetación entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad**

Clasificamos tres condiciones forestales como: Bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA) en colores rojos, bosque quemado de severidad e intensidad moderadas (BQM) en colores verdes y bosque no quemado (BNQ) en colores azules. La figura de la izquierda corresponde a la categoría de tamaño de los adultos (fustales), y la figura de la derecha corresponde a la regeneración natural (latizales). El punto final de cada curva representa el número total de individuos de todas las especies combinadas, y la variación entre conjuntos en donde termina la curva cuantifica los cambios en el número de individuos y la riqueza de especies (**Figura IV-1**).

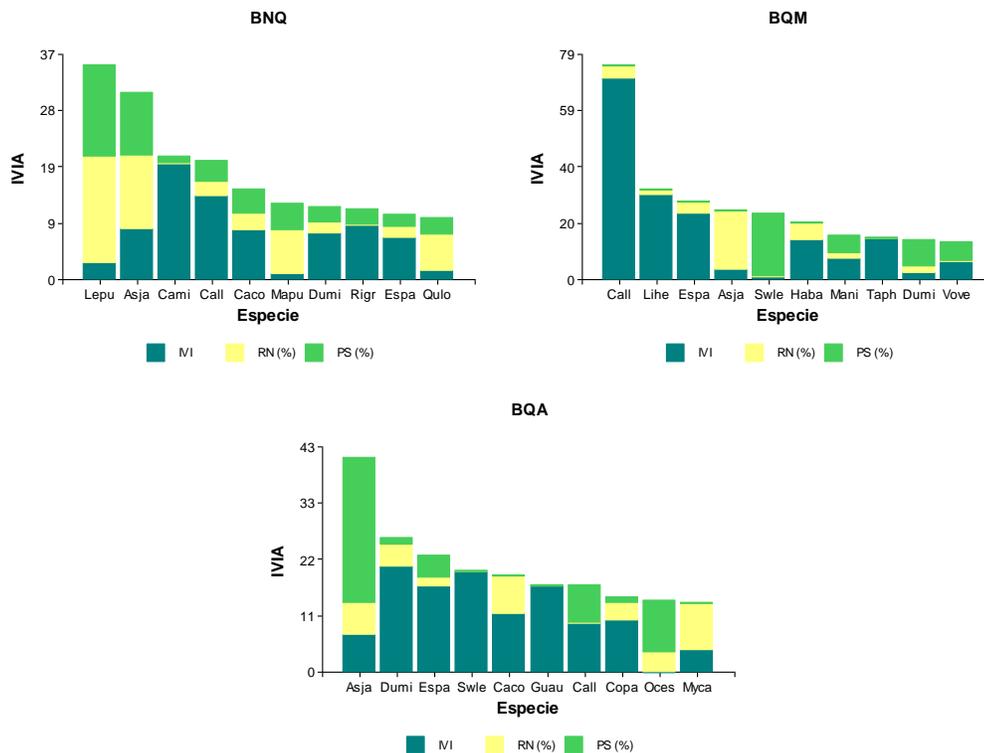
Figura IV-1: Curvas de rarefacción



En todas las parcelas de muestreo se registraron un total de 182 especies de árboles y palmas pertenecientes a 38 familias, siendo las familias más representativas según la riqueza de especies: Fabacea con 38 especies, Chrysobalanaceae (16), Myrtaceae (13), Euphorbiaceae (10), Lecythidaceae (8) y Sapotaceae (7). En la **Figura IV-2** se relacionan las especies con mayor peso ecológico de acuerdo con el índice de valor de importancia y el índice de valor de importancia ampliado.

Figura IV-2: Índices de valor ecológico para cada condición del bosque (BNQ, BQM y BQA)

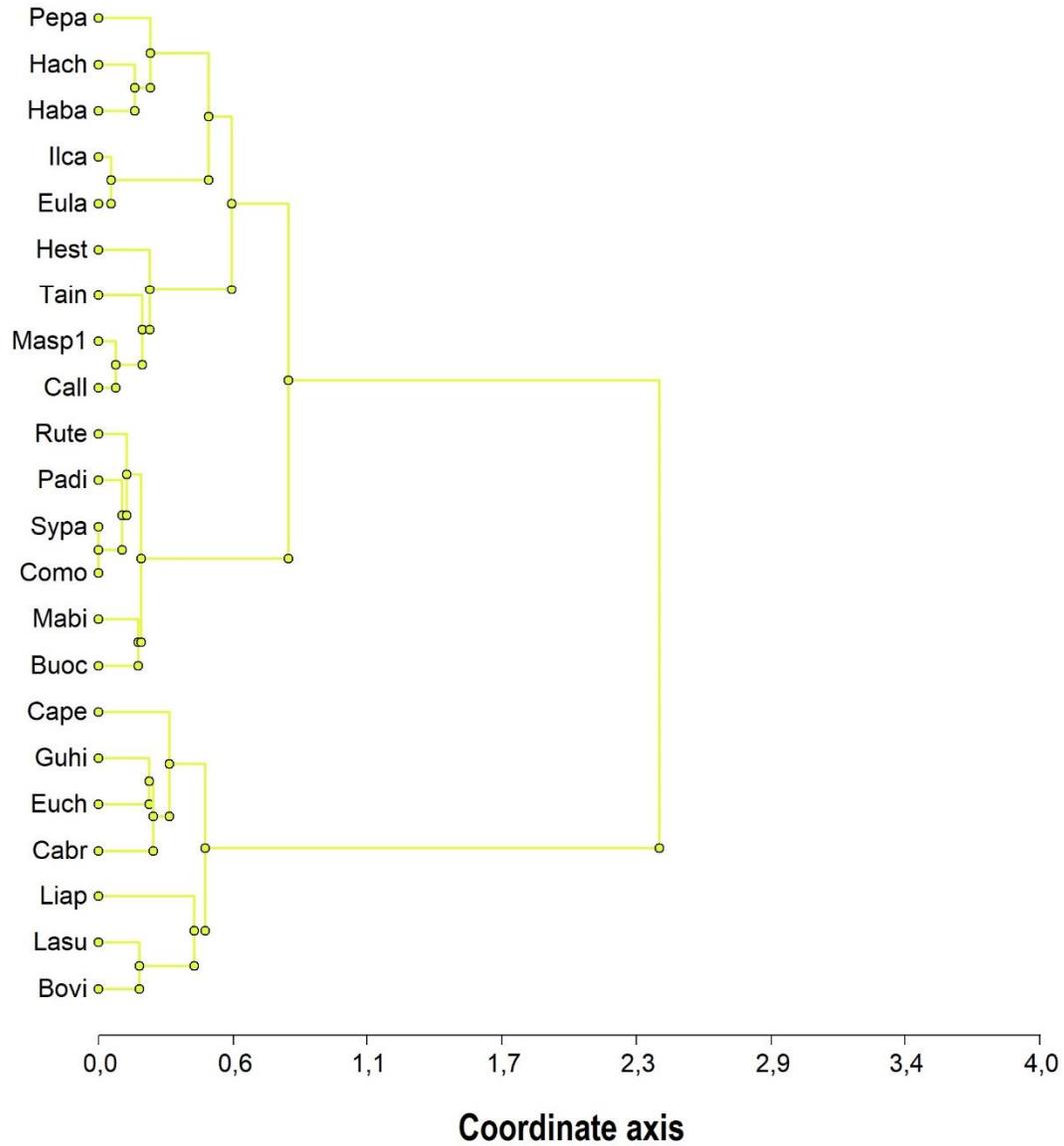




▪ **Definición de tipos funcionales**

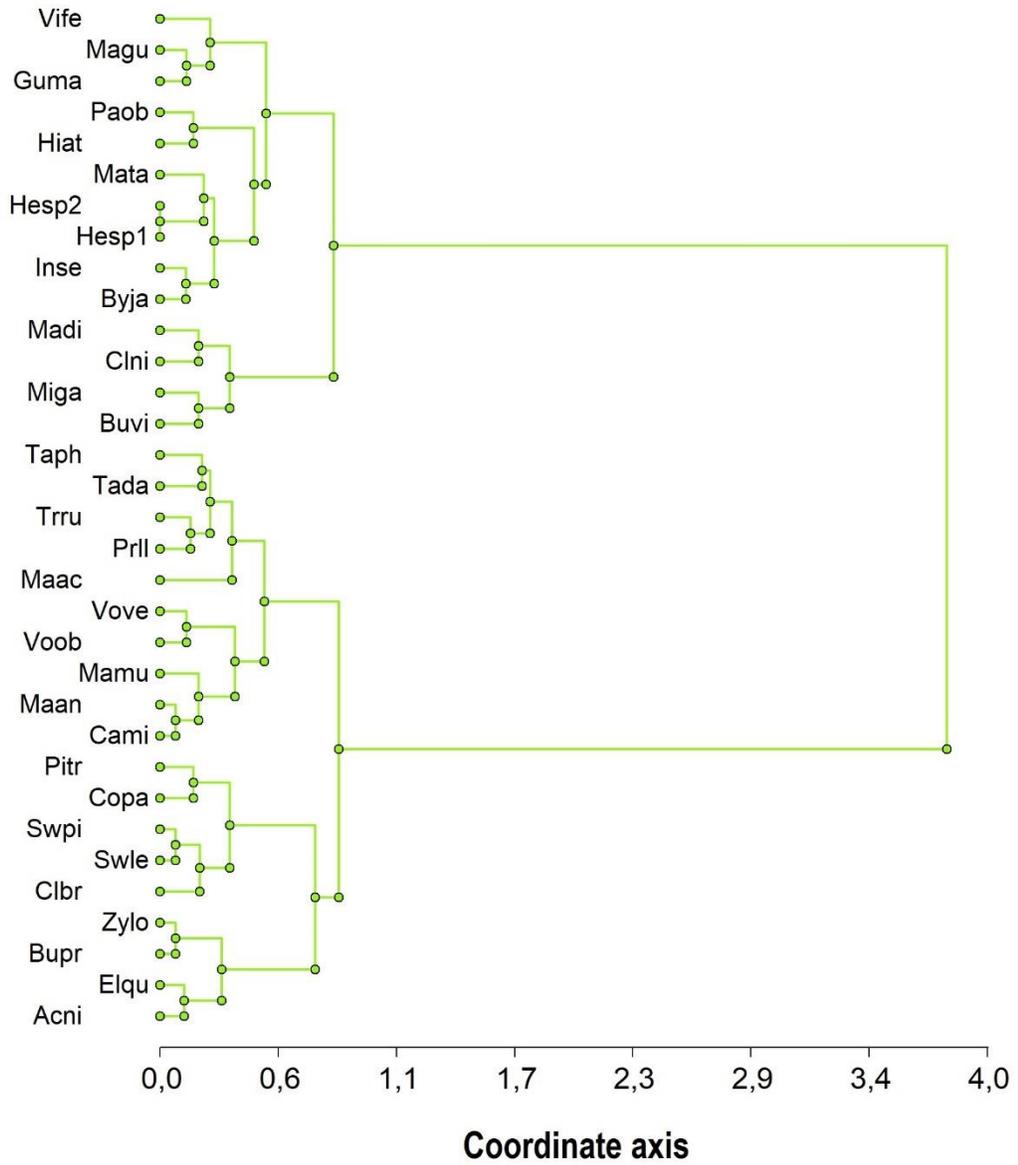
En cuando a la definición de tipos funcionales, con una correlación cofenética de 0.929 el dendrograma resultante del análisis de conglomerados diferencia cuatro grupos o tipos funcionales. El TF1 corresponde a las especies semicaduciflias y caducifolias con capacidad de rebrote (37 especies), el TF2 está conformado por las especies semicaducifolias y caducifolias sin capacidad de rebrote (21 especies), el TF3 incluye las especies perennes con capacidad de rebrote (68 especies) y el TF4 las especies perennes sin capacidad de rebrote (56 especies).

Figura IV-3: Tipos funcionales

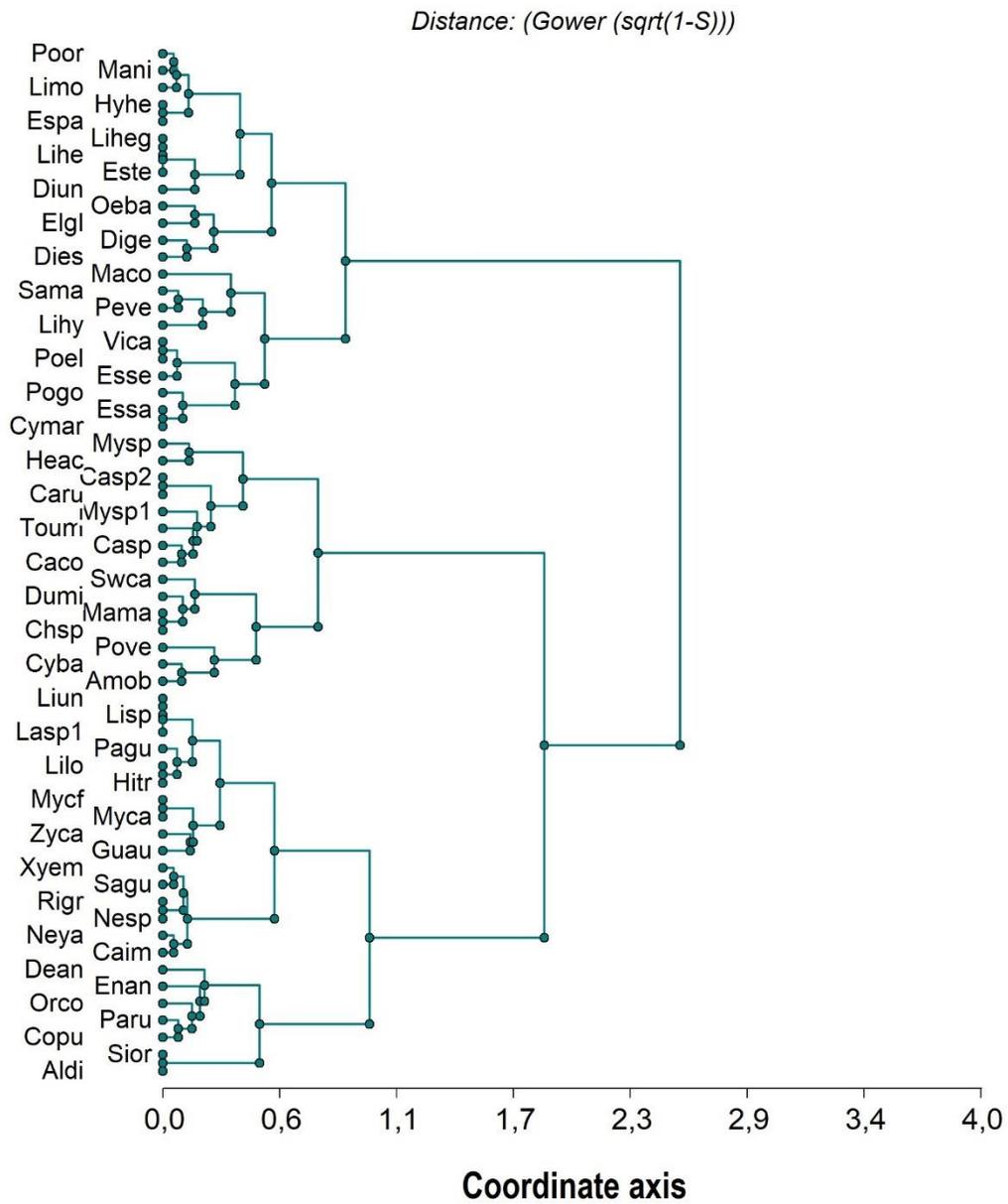
FT 1*Distance: (Gower (sqrt(1-S)))*

FT 2

Distance: (Gower (sqrt(1-S)))

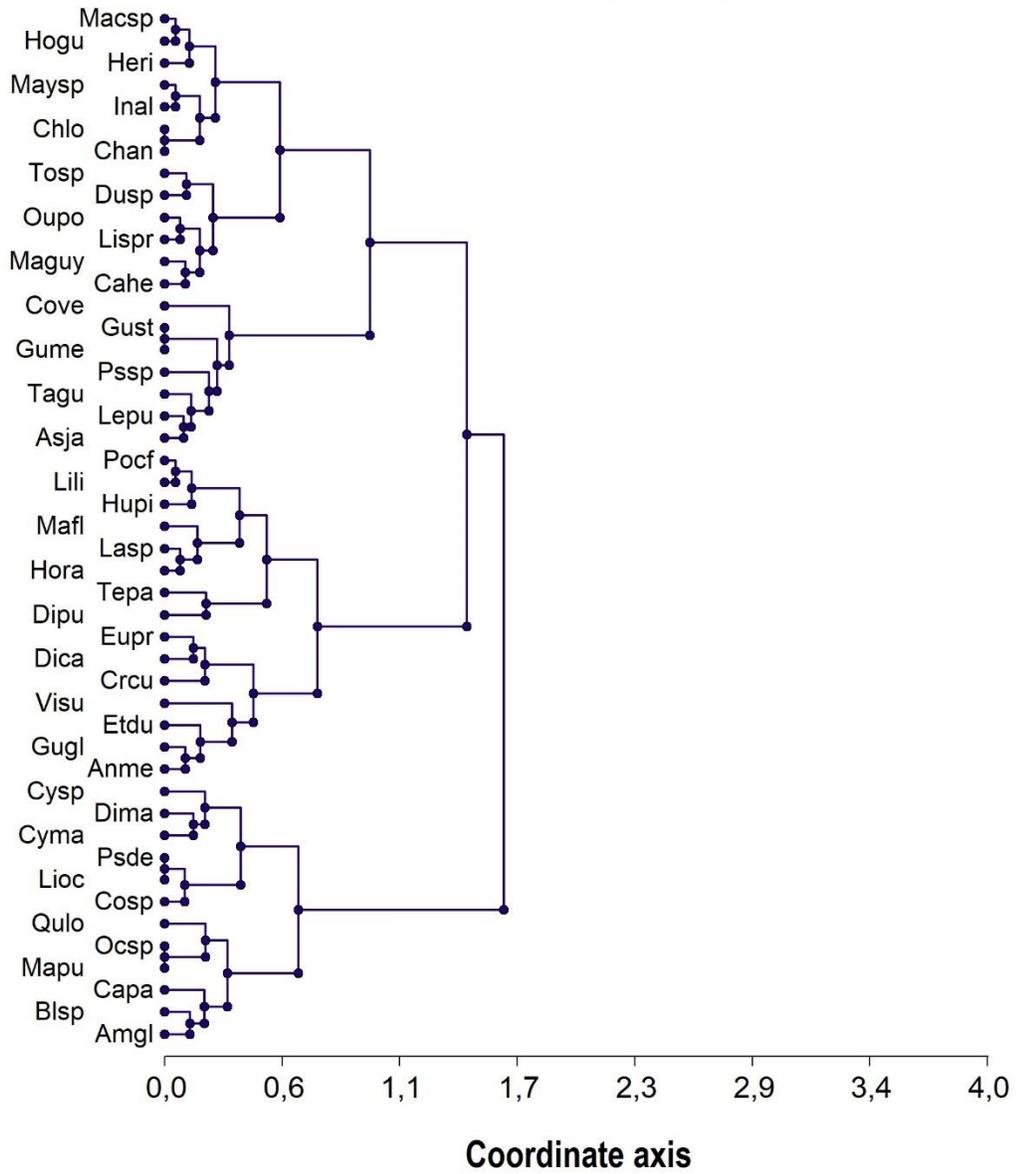


FT 3



FT 4

Distance: (Gower (sqrt(1-S)))



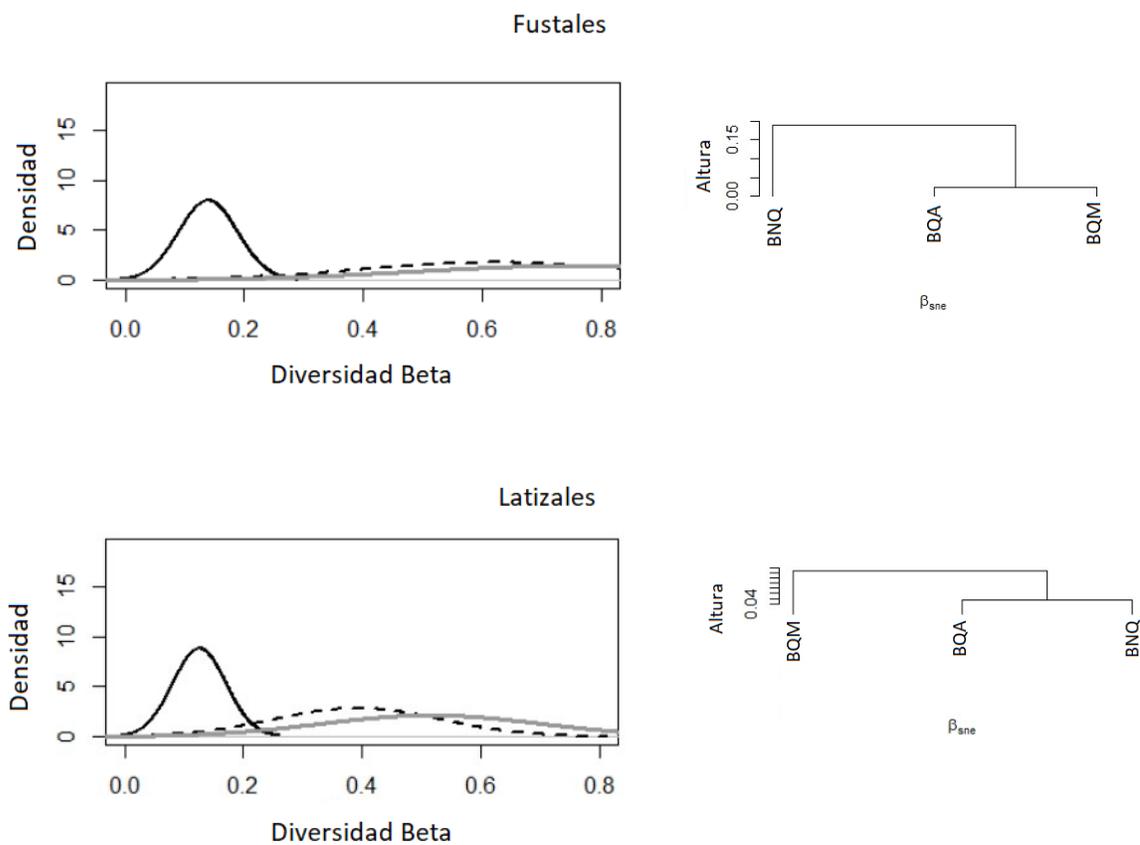
- **Diferencias en la diversidad taxonómica alfa y beta entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad**

Nuestros resultados mostraron un efecto negativo del fuego sobre la diversidad taxonómica y funcional del dosel (adultos) y el estrato de regeneración natural (latizales), con algunas diferencias entre bosques quemados moderados (BQM) y altamente severos (BQA) dependiendo de los estratos de vegetación. (condiciones del bosque de interacción x estrato en el **Anexo A Tabla 8-8**). Independientemente del grado de severidad del fuego, los bosques quemados de severidad alta y moderada exhibieron una menor riqueza de árboles en su estrato de dosel en comparación con los bosques no quemados (respectivamente, $BQA_{adultos} = 2.2 \pm 1.4$, $BQM_{adultos} = 2.8 \pm 1.6$ y $BNQ_{adultos} = 4.3 \pm 1.9$). De manera similar, los bosques quemados mostraron una menor diversidad taxonómica de árboles (Shaw $BQA_{adultos} = 0.59 \pm 0.58$, Shaw $BQM_{adultos} = 0.78 \pm 0.65$) en comparación con áreas no quemadas (Shaw $BNQ = 1.27 \pm 0.50$). El índice Alpha Fisher mostró diferencias significativas entre los bosques quemados y el bosque no quemado que pierde la mayor diversidad ($BQA_{adultos} = 5.42 \pm 3.88$, $BQM_{adultos} = 6.19 \pm 4.26$ y $BNQ_{adultos} = 16.44 \pm 8.44$; $BQA_{latizales} = 3.27 \pm 2.24$, $BQM_{latizales} = 5.33 \pm 2.49$ y $BNQ_{latizales} = 5.42 \pm 4.16$). No encontramos diferencias significativas en la uniformidad de las especies (índice de Pielou) entre los quemados ($BQA_{adultos} = 0.54 \pm 0.47$, $BQM_{adultos} = 0.65 \pm 0.4$, $BQA_{latizales} = 0.48 \pm 0.45$, $BQM_{latizales} = 0.54 \pm 0.46$) y bosques no quemados ($BNQ_{adultos} = 0.90 \pm 0.21$ y $BNQ_{latizales} = 0.71 \pm 0.38$).

Además de exhibir una diversidad taxonómica más baja a nivel de parcela (diversidad α), el análisis de la diversidad β , el índice de Sørensen y el RC β (**Figura IV-4**) reveló que la composición del estrato adulto de los bosques quemados de gravedad moderada y alta fue más similar entre parcelas a nivel de paisaje y tuvo mayor disimilitud con bosques no quemados ($\beta_{sorBQA} = 0.65$, $\beta_{sorBQM} = 0.67$ y $\beta_{sorBNQ} = 0.81$). En la regeneración natural, β RC muestra que el bosque no quemado tiene una alta disimilitud en la riqueza de especies con BQA, pero mantiene una similitud media con BQM. Sin embargo, no observamos diferencias en los valores del índice de Sorensen en regeneración natural entre las condiciones del bosque ($\beta_{sorBQA} = 0.47$, $\beta_{sorBQM} = 0.47$ y $\beta_{sorBNQ} = 0.44$). Tanto para el estrato adulto como para el estrato de regeneración, las diferencias en la

composición de especies entre las parcelas estuvieron más relacionadas con la sustitución de especies ($\beta_{sim_{adultos}} = 0.62$ y $\beta_{sim_{latizales}} = 0.39$) que con la anidación ($\beta_{sne_{adultos}} = 0.14$ y $\beta_{sne_{latizales}} = 0.13$).

Figura IV-4: Beta diversidad alfa



FUSTALES			LATIZALES		
	BQA	BQM		BQA	BQM
BQM	0.334		BQM	0.792	
BNQ	1	1	BNQ	1	0.4

La partición de β_{sor} (línea continua gris) en β_{sim} (línea discontinua negra) y β_{nes} (línea continua negra) y la agrupación utilizando el enlace promedio de los componentes β_{sim} y β_{nes} de la diferencia de especies entre las condiciones del bosque. Donde A: adultos (fustales) y B: regeneración natural (latizales) y BQA: bosque quemado de alta severidad e intensidad, BQM: bosque quemado de moderada severidad e intensidad y BNQ: bosque no quemado.

La métrica β RC expresa la disimilitud entre dos comunidades en relación con la expectativa nula. Un valor de 0 no representa ninguna diferencia en la (di)similitud observada con respecto a la expectativa nula. Un valor de 1 indica que la disimilitud observada es mayor a la esperada en cualquiera de las simulaciones, lo que indica que las comunidades son completamente más diferentes entre sí de lo esperado por casualidad. Por el contrario, un valor de -1 indica que las comunidades son completamente menos diferentes (más similares) de lo esperado por casualidad. La métrica de β RC se calculó en R utilizando el código proporcionado por Chase et al., (2016).

- **Análisis de los rasgos de las plantas que influyen en su respuesta al fuego**

Los modelos mostraron que no existen diferencias significativas en las comunidades de bosques quemados y no quemados con relación a los valores CWM de altura máxima (**Anexo A Tabla 8-8**), pero los modelos mostraron una disminución en la proporción de individuos con bosques más densos en la regeneración natural de bosques quemados de alta severidad e intensidad ($BQA_{Latizales} = 0.58 \text{ g/cm}^3$).

Los sobrevivientes adultos del BQA correspondieron en su mayoría a individuos caducifolios con capacidad de rebrote ($BQA_{adultos} = 53,21\%$), mientras que el bosque no quemado y el bosque quemado de gravedad moderada no difirieron significativamente entre sí, albergando principalmente especies caducifolias sin capacidad de rebrote ($BQM_{adultos} = 56,91 \%$ y $BNQ_{adultos} = 50,10\%$). Los modelos no mostraron diferencias significativas en CWM de individuos siempre verdes, caducifolios y semicaducifolios entre las condiciones del bosque. Pero se registró una menor riqueza de especies siempreverdes en los bosques quemados en el estrato adulto y en regeneración natural

Nuestros resultados encontraron que el fuego no influye en los mecanismos de dispersión como la anemocoria, pero puede influir positiva y negativamente en otros mecanismos de dispersión. Identificamos que el fuego de alta severidad promovió una reducción significativa en la riqueza de especies dispersas en agua, pero los valores de CWM son mayores en las comunidades de bosque quemado de alta intensidad y severidad.

Se encontró que la dispersión que involucra interacciones con animales se ve afectada por el fuego, CWM y la riqueza de especies que son dispersadas por animales terrestres se redujo significativamente en los bosques quemados, independientemente de la severidad e intensidad del fuego. En el caso de la dispersión por zoocoria aérea, los bosques muy severos e intensamente quemados presentan una menor riqueza de especies dispersadas por aves y murciélagos, aunque no existen diferencias en los valores de CWM entre comunidades quemadas y no quemadas. El fuego también reduce la riqueza de especies que se dispersan por ictiocoria, pero en cuanto a la abundancia relativa de individuos con este medio de dispersión, solo hay una reducción significativa de CWM en BQM, y no hay diferencias en CWM entre BNQ y BQA.

En cuanto a la capacidad de rebrote, la pérdida de especies por incendios también provocó una reducción de la riqueza de aquellas con capacidad de rebrote en los bosques quemados. Sin embargo, no hubo diferencias en los valores de CWM entre las comunidades quemadas y no quemadas. Se reflejaron diferencias entre el estrato adulto y la regeneración natural de todas las condiciones del bosque. En los adultos hay una mayor proporción de individuos con capacidad de rebrote mientras que hay una mayor abundancia de brinzales sin capacidad de rebrote. Los resultados de los modelos que evaluaron las diferencias entre la riqueza y CWM de cada característica funcional según estrato, condiciones del bosque y sus interacciones se muestran en el Anexo A Tabla 8-10 y

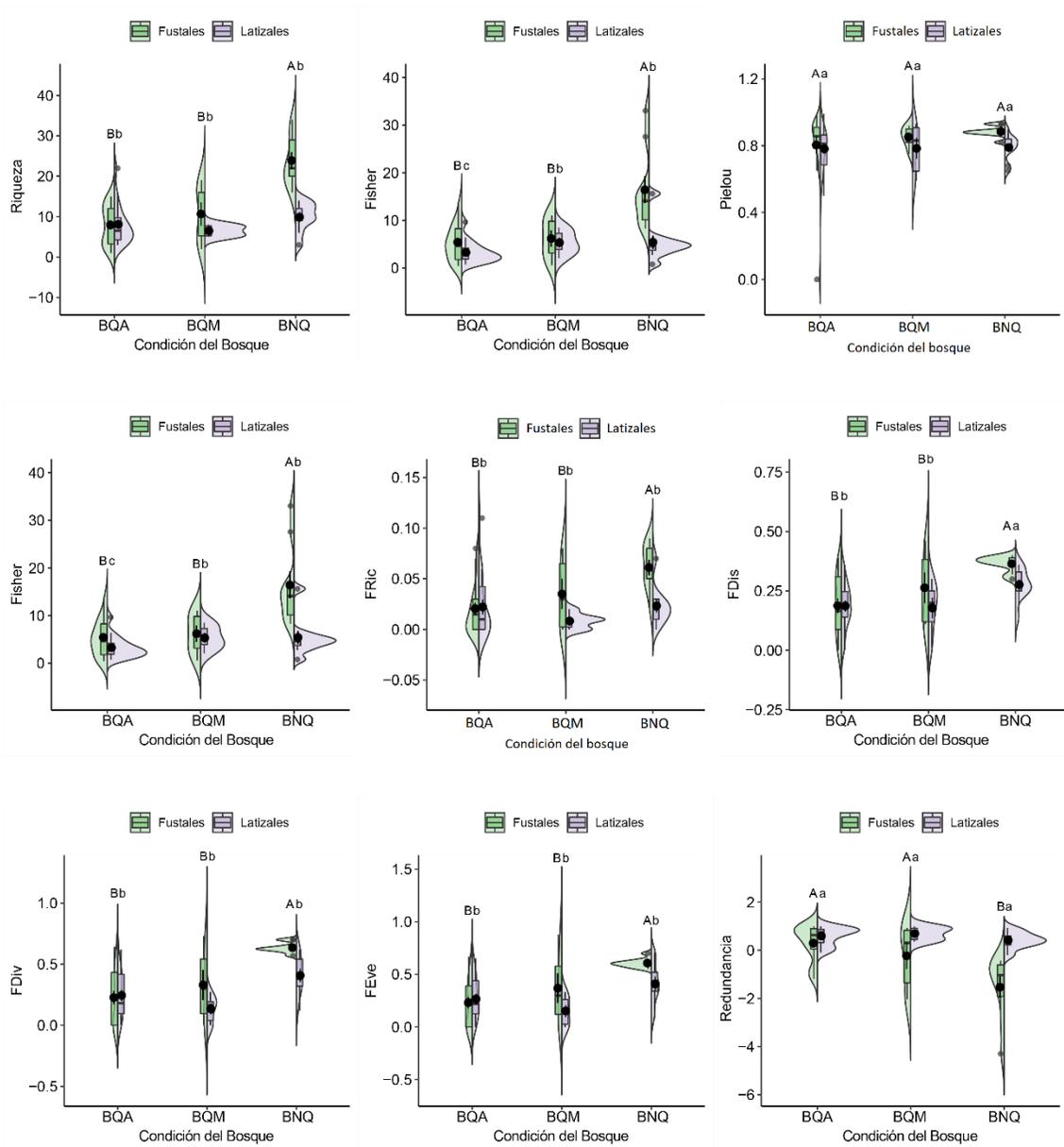
Tabla **8-18**, respectivamente.

- **Diferencias en la diversidad funcional entre bosques no quemados y bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad**

Con respecto a la diversidad funcional, como lo muestra el modelo lineal de efectos mixtos en el **Anexo A Tabla 8-8**, encontramos que el fuego independientemente de la severidad reduce la diversidad funcional en el estrato adulto y en la regeneración natural (FDIs $BQA_{adultos} = 0.22 \pm 0.19$, $BQM_{adultos} = 0.28 \pm 0.21$, $BNQ_{adultos} = 0,36 \pm 0,12$ y $HSIBF_{latizales} =$

0,19 ± 0,19, BQM_{latizales} = 0,18 ± 0,17, BNQ_{latizales} = 0,28 ± 0,16). La pérdida de diversidad funcional resultó en un aumento en la redundancia de algunos rasgos funcionales en los bosques quemados (redundancia de BQA_{adultos} = 0,73 ± 0,32, BQM_{adultos} = 0,55 ± 0,47, BNQ_{adultos} = 0,34 ± 0,46; y BQA_{latizales} = 0,73 ± 0,38, BQM_{latizales} = 0,85 ± 0,17, BNQ_{latizales} = 0,68 ± 0,28). Los índices FEve, FRic y FDiv tuvieron el mismo comportamiento que FDis como se evidencia en la **Figura V-5** y **Anexo A Tabla 8-8**.

Figura IV-5: Índice de diversidad taxonómica y funcional.



Los contornos de las gráficas de violín brindan información sobre la densidad de probabilidad de los datos, y las gráficas de caja dentro de las gráficas de violín muestran la mediana, los cuartiles y el rango. BQA: bosque quemado de severidad alta, BQM: bosque quemado de severidad moderada y BNQ: bosque no quemado. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Las letras mayúsculas representan los valores de la comunidad adulta y las minúsculas la comunidad de regeneración natural.

En cuanto a la diversidad β funcional, se observó un recambio que generó disimilitud funcional entre las condiciones del bosque en los estratos adulto y regeneración natural de los rasgos funcionales asociados a la fenología, capacidad de rebrote y tipo de dispersión ($\beta\text{SIM}_{\text{adultos}} = 0.92$, $\text{BsaNE}_{\text{adultos}} = 0.0093$, $\beta\text{SOR}_{\text{adultos}} = 0.93$ y $\beta\text{SIM}_{\text{latizales}} = 0.81$, $\beta\text{SNE}_{\text{latizales}} = 0.046$, $\beta\text{SOR}_{\text{latizales}} = 0.86$). No hubo diferencias en la diversidad beta asociada a las características de altura máxima y densidad de la madera ($\beta\text{SIM}_{\text{adultos}} = 0.07$, $\beta\text{SNE}_{\text{adultos}} = 0.12$, $\beta\text{SOR}_{\text{adultos}} = 0.19$ y $\beta\text{SIM}_{\text{latizales}} = 0,12$, $\beta\text{SNE}_{\text{latizales}} = 0,10$, $\beta\text{SOR}_{\text{latizales}} = 0,23$, respectivamente). No encontramos intersección entre los vectores (FRic) de riqueza funcional en cada sitio, es decir, los valores de riqueza funcional en las tres condiciones del bosque son significativamente diferentes entre sí. Todas las matrices que contienen la riqueza funcional compartida y no compartida entre pares de sitios se muestran en el **Anexo A Tabla 8-20**.

4.4. Discusión

Nuestros resultados muestran que una sola entrada de fuego disminuye la riqueza y diversidad de especies en el bosque neotropical húmedo estacionalmente inundable. Curiosamente, encontramos que, con el índice de Shaw, la pérdida es significativa en todos los casos independientemente de la severidad del fuego, pero la reducción es mayor para los estratos de regeneración natural; mientras que el análisis alfa de Fisher mostró que, sin embargo, el grado de severidad e intensidad del fuego fue relevante para este proceso de simplificación, el fuego de alta intensidad y severidad provocó una mayor pérdida de diversidad en la regeneración natural. Los bosques con mayor severidad de quema tienen una mayor mortalidad de árboles adultos y, como resultado, presentan una cubierta forestal más abierta, lo que puede aumentar la cantidad de luz que llega al sotobosque limitando el establecimiento de especies tolerantes a la sombra (Bernhardt-Römermann et al., 2015).

Por el contrario, la quema moderada permite una mayor cobertura forestal y promueve una mayor presencia de especies tolerantes a la sombra (Vetaas et al., 2021). Nuestros resultados mostraron que nuestra hipótesis se cumplió ya que la severidad e intensidad del fuego provocó una simplificación taxonómica de la comunidad vegetal.

Si bien el impacto de los incendios forestales en la diversidad taxonómica de las selvas tropicales ha sido documentado por varios estudios, rara vez se han evaluado los cambios en la diversidad funcional (Carreño-Rocabado et al., 2012, Armenteras et al., 2021b). Nuestros resultados muestran que el fuego también reduce la diversidad funcional independientemente de la severidad, y esta pérdida también es más notoria en los estratos de regeneración. Nuevamente, este último efecto puede deberse a la filtración del hábitat abiótico posterior al incendio (p. ej., la apertura del dosel en áreas quemadas) creando comunidades de plantas divergentes con variación restringida en los rasgos funcionales (De Pauw et al., 2021). Coincidiendo con la reducción de la diversidad funcional y los efectos de filtrado del fuego, nuestros resultados mostraron que existe una mayor homogeneización de rasgos funcionales en bosques quemados de alta severidad debido a la simplificación taxonómica y funcional (FDis, FEve, FRic y FDiv) y la reducción en la riqueza de especies (Zhang y Zang, 2021). De hecho, en las áreas quemadas, se produce la pérdida de especies sensibles al fuego (Altomare et al., 2021) y la filtración de especies con algunos rasgos de historia de vida particulares (caduciosidad del follaje, capacidad de rebrote y mayor densidad de la madera, véase también Nóbrega et al. (2019)).

El impacto del fuego sobre la diversidad taxonómica y funcional y el aumento de la homogeneización a nivel local también se confirmaron a nivel de paisaje, ya que la diversidad β fue menor en las áreas quemadas. A nivel funcional, los patrones de diversidad beta revelaron una sustitución de los rasgos funcionales de fenología, capacidad de rebrote y tipo de dispersión, aumentando así la disimilitud funcional entre comunidades quemadas y no quemadas. Los estudios en otros ecosistemas, como las sabanas de América del Norte, han demostrado que el fuego genera patrones de diversidad dominados por la rotación para diferentes grupos funcionales de plantas, incluso en sitios que pertenecen a la misma subregión climática (Freeman et al., 2019). Esto tiene implicaciones para la gestión, ya que, en este tipo de paisajes con una alta rotación de

especies, la conservación solo es posible si se establecen redes de sitios más pequeños o pobres en especies de manera que abarquen áreas que capturen la gama completa de variación dentro de la metacomunidad. (Socolar et al., 2016).

Nuestro estudio reveló que las especies con capacidad de rebrote y hábito de hoja caduca tenían una ventaja que les permitía sobrevivir al fuego. Por un lado, la capacidad de las plantas para volver a crecer después de que se haya destruido su biomasa aérea es una estrategia clave para su persistencia en el ecosistema (Clarke et al., 2012; Lawes et al., 2012). Por otro lado, como los eventos de incendios se produjeron durante la estación seca, que es la época del año en que las especies de hoja caduca pierden sus hojas, esto podría brindar una ventaja, es decir, estructuras menos inflamables (Cornelissen et al., 2003; Pausas, 2019). La caducidad de las hojas también puede ser una ventaja en condiciones posteriores a un incendio, ya que permite que las plantas toleren o eviten el estrés hidrológico (Borchert et al., 2002).

Los bosques quemados presentaron predominio de individuos con densidad de la madera alta ($>0,5 \text{ g/cm}^3$). Se ha informado que las especies que toleran y sobreviven al fuego tienen una corteza más gruesa y una mayor densidad (Armenteras et al., 2021b; Balch et al., 2015). De hecho, en las selvas neotropicales afectadas por incendios de gravedad media, la mortalidad de los árboles disminuye significativamente a medida que aumenta la densidad de la madera, el diámetro y la altura (Brando et al., 2012). Sin embargo, nuestros resultados no mostraron que la altura favoreciera la supervivencia de las especies; aunque se ha asociado con estrategias de evitación de plantas (Pausas, 2019; Cornelissen et al., 2003), la edad o la etapa de crecimiento de los árboles puede limitar su capacidad para alcanzar la altura máxima posible del árbol (H_{max} , Hammond et al., 2015 ; Kuusk et al., 2018 ; Liu et al., 2019). Si bien las especies pueden tener características que les permitan responder a los regímenes de fuego, esto no siempre significa que puedan sobrevivir a eventos de todas las intensidades de fuego o a un evento severo específico (Johnstone et al., 2015).

Con relación a la regeneración natural, los bosques quemados de alta severidad presentaron menor densidad de la madera, pero no presentaron diferencias significativas en los valores de mayor altura máxima. Estos resultados podrían estar asociados con cambios posteriores al incendio en las condiciones ambientales, como temperaturas más altas y entrada de luz y humedad reducida (Cochrane et al., 1999). Todas estas son condiciones microclimáticas favorecen el establecimiento de especies generalistas y pioneras de rápido crecimiento y sin estructuras de defensa (bajo DT) pero con tendencia a mayores alturas (Meza-Elizalde y Armenteras-Pascual, 2021).

En referencia a la fenología y capacidad de rebrote, encontramos un desajuste entre los estratos adulto y regeneración. En las tres condiciones forestales evaluadas, la abundancia de árboles semicaducifolios y caducifolios es alta en los estratos adultos, mientras que la regeneración natural está dominada por especies siempreverdes. En el bosque quemado de alta severidad hubo una mayor proporción de adultos con capacidad de rebrote, mientras que en la categoría de árboles pequeños ($DAP < 10$ cm, altura del árbol $> 1,5$ m) aumentó la proporción de individuos sin capacidad de rebrote. Este desajuste podría indicar que el establecimiento exitoso de la regeneración natural no es parte del legado de árboles sobrevivientes sino otros legados, como el banco de semillas o semillas de especies de otros bosques que pudieron colonizar áreas quemadas (Pausas, 2019). La alta abundancia de individuos sin capacidad de rebrote en la regeneración natural podría comprometer la persistencia de la planta después de eventos de perturbación ya que la capacidad de rebrote implica el potencial de regeneración vegetativa repetitiva con meristemas protegidos (Clarke et al., 2012), esta es una respuesta fisiológica importante a las perturbaciones por a su papel en la persistencia de las plantas después de la destrucción de la mayor parte de la biomasa aérea (Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

Por otro lado, encontramos que el fuego afectó los mecanismos de dispersión que involucran a los animales. La pérdida en la riqueza de especies con rasgos reproductivos especializados y una dependencia de las interacciones animales por el fuego es similar a lo que se ha observado en sabanas tropicales en otros lugares (Altomare et al., 2021). Específicamente, la reducción significativa de CWM y la riqueza de especies que son dispersadas por animales terrestres pueden no solo afectar la persistencia de especies de

plantas con este mecanismo de dispersión sino también generar efectos en cascada. Se han reportado cambios en la comunidad de micromamíferos por cambios en la vegetación en bosques de galería quemados del Orinoco (González et al., 2021). Nuestros hallazgos también podrían ser un indicio de efectos en cascada, ya que la pérdida de plantas dispersadas por la zoocoria terrestre puede conducir a una reducción en la disponibilidad de alimentos para la fauna que depende de estos frutos.

Finalmente, aunque nuestro estudio se centró en los rasgos de respuesta de las especies a la severidad e intensidad del fuego, estas características no necesariamente se traducen en rasgos de efecto que importan en el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, los cambios en los rasgos funcionales podrían estar potencialmente relacionados con diferentes procesos y servicios ecosistémicos (ie Díaz et al., 2004, 2007; Lavorel y Garnier, 2002; Suding et al., 2008). Por ejemplo, encontramos que la densidad de la madera disminuye en la regeneración de bosques quemados, lo que está directamente relacionado con una reducción en la producción primaria, medida como biomasa aérea en pie, que en sí misma puede afectar el almacenamiento de carbono sobre el suelo (Cornelissen et al., 2003) e influir negativamente en los servicios de regulación climática (Casanoves et al., 2011). La regeneración de especies con baja densidad de la madera en bosques quemados también puede aumentar la susceptibilidad del bosque a futuras perturbaciones y disminuir su resistencia. Aunque las relaciones funcionales entre la densidad de la madera, la protección y la eficiencia hidráulica del xilema son ambiguas, especialmente en las selvas tropicales (Janssen et al., 2020), el patrón general es que una densidad baja proporciona menos protección mecánica e hidráulica (Hacke et al., 2001; Van Gelder et al., 2006; Fichtler et al., 2010) y por lo tanto una menor resistencia al daño físico, patógenos y sequías (Cornelissen et al., 2003). La fenología también está relacionada con los procesos del ecosistema, por ejemplo, la mayor proporción de individuos semidecíduos y caducifolios en el estrato adulto puede influir en el ciclo de nutrientes, ya que estas especies invierten grandes cantidades de nitrógeno en las hojas para soportar altas tasas de asimilación cuando hay agua disponible. la tierra; por lo tanto, sus hojas de vida corta pueden fijar grandes cantidades de carbono en un corto período de tiempo (Eamus, 1999).

V. Variabilidad en rasgos funcionales de especies forestales que se encuentran en zonas afectadas y no afectadas por incendios

5.1. Resumen

El fuego desempeña un papel crucial como filtro ecológico en la vegetación, ya que afecta la composición y estructura de las comunidades vegetales. En ecosistemas sensibles al fuego, como los bosques inundables de tierras bajas, este proceso de filtrado está vinculado a una compleja interacción entre las características del fuego y los rasgos que permiten a las especies responder a la perturbación y sobrevivir en condiciones de estrés posteriores. Con el objetivo de investigar los rasgos que favorecen la supervivencia de los árboles en bosques afectados por incendios, así como determinar la variabilidad tanto entre especies como dentro de ellas en términos de rasgos funcionales, recolectamos datos sobre rasgos foliares, vegetativos y del tallo de 34 especies arbóreas dominantes. Además, se recopilamos rasgos foliares de la especie *Caraipa llanorum*, la cual ha sido identificada como indicadora de bosques afectados por incendios. Los resultados muestran que el fuego filtra especies con cortezas más gruesas, caducifolias y con mayor espesor foliar, rasgos que les confieren resistencia y capacidad de supervivencia al fuego. En cuanto a la variabilidad intraespecífica, se evidencia que los saladillos en bosques no quemados muestran una estrategia adquisitiva con altos valores de área foliar y un mayor contenido de humedad en las hojas. Por otro lado, los saladillos presentes en bosques quemados y en sábanas propensas al fuego adoptan una estrategia conservativa, invirtiendo en estructuras foliares que les brindan resistencia física, como un mayor espesor foliar y un mayor contenido foliar de materia seca.

5.2. Introducción

El fuego como perturbación ecológica moldeado por acciones humanas es un impulsor importante del ensamblaje de comunidades a escala global (Whelan, 1995; McLauchlan et al., 2020). En el caso de ecosistemas que dependen del fuego, este es el mecanismo de ensamblaje dominante, mientras que comunidades sensibles al fuego son moldeadas por otras fuerzas (Verdú & Pausas, 2007). Sin embargo, cuando se queman bosques que son sensibles al fuego, este también puede modular las comunidades de plantas, debido a que

la mortalidad que induce filtra especies con rasgos funcionales específicos (Meza et al., 2023).

Específicamente el filtrado es el resultado de combinaciones de rasgos ecológicamente relevantes que les permiten a las especies persistir en un entorno con factores ambientales específicos (Lebrija-Trejos et al., 2010). Por ende, el fuego filtra especies de plantas que tienen rasgos que les permiten evitar el fuego; rasgos que les confieren resistencia permitiéndoles sobrevivir, o les permiten persistir después de la perturbación (Corrêa Scalon et al., 2020; Pausas, 2019; Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

Es importante tener en cuenta que el filtrado de especies por el fuego está directamente relacionado con las características del fuego mismo (Keeley et al., 2011). Es por ello que aunque algunas especies pueden tener rasgos que les brinden ventajas para responder al fuego, esto no garantiza que puedan sobrevivir a eventos de todas las intensidades o a un evento severo específico (Johnstone et al., 2015). En realidad, las especies forestales desarrollan estrategias basadas en la combinación de rasgos que se ajustan a los regímenes de perturbación en general, en lugar de adaptarse de eventos individuales (Keeley et al., 2011).

La composición de rasgos funcionales de las especies de plantas no solo revela las respuestas de las comunidades a las perturbaciones (Mouillot et al., 2013), sino que también permite comprender cómo estos cambios en la composición, generados por el filtrado, afectan las funciones del ecosistema (Violle et al., 2007). En consecuencia, los estudios sobre los cambios en estructura funcional de las comunidades de plantas después del fuego, suelen enfocarse en los valores promedio de los rasgos por especie, lo que refleja la variación entre especies (variación interespecífica) (por ejemplo, Barrere et al., 2023; Fréjaville et al., 2018; NeSmith et al., 2021). No obstante, se ha prestado menos atención a la importancia de los cambios funcionales dentro de la especie (variación intraespecífica), a pesar de que esta variación puede desempeñar un papel clave en el ensamblaje de la comunidad (Streit et al., 2022).

Particularmente, se ha relacionado que los rasgos foliares probablemente son los más sensibles a la variación ambiental, por lo cual logran ser buenos indicadores de las variaciones interespecíficas e intraespecíficas de las especies en ambientes contrastantes (Albert et al., 2010; Díaz et al., 2016; Wright et al., 2004). Específicamente el área de la hoja, el área foliar específica, el contenido de materia seca de la hoja y el grosor de la hoja, se han identificado como rasgos claves para entender los efectos de perturbaciones como el fuego y las inundaciones (de Almeida Souza et al., 2019).

Adicionalmente, rasgos como la altura de la planta adulta y la densidad específica del tallo, no solo logran capturar la esencia de la forma y función de las plantas (Díaz et al., 2016), sino que también han sido asociadas a la respuesta de las plantas al fuego. La altura, por ejemplo, favorece que estructuras importantes para la regeneración o la reproducción estén fuera del alcance de llamas (Cornelissen et al., 2003), mientras que la densidad del tallo es un indicador de resistencia al fuego (Cornelissen et al., 2003).

El grosor de la corteza también se ha identificado como un rasgo clave de resistencia que permite entender la respuesta a perturbaciones como el fuego, ya que es un indicador del nivel de protección de tejidos (Corrêa Scalón et al., 2020; Pausas, 2015). Además, otros rasgos como la fenología de la planta han sido asociados con la capacidad de reducir la inflamabilidad y evitar el fuego en épocas de caída del follaje (Cornelissen et al., 2003), mientras que la capacidad de rebrote se reconoce como un rasgo que permite la persistencia de las plantas después del fuego (NeSmith et al., 2021; Pausas & Keeley, 2017).

Los rasgos mencionados anteriormente también son útiles para distinguir las estrategias ecológicas de las plantas a través del espectro de economía de la planta, a través del cual se pueden agrupar las especies en dos grupos: especies con estrategias adquisitivas y especies con estrategias conservativas (C. H. Albert et al., 2010; Sandra Díaz et al., 2016). Sin embargo, es importante tener en cuenta que algunas especies pueden encontrarse en un punto intermedio entre estas dos estrategias.

Específicamente dentro del espectro de la economía foliar, la estrategia adquisitiva se caracteriza por tasas rápidas de crecimiento y una menor inversión de recursos en estructuras defensivas; plantas con esta estrategia tienden a tener valores más altos de área foliar (Wright et al., 2004, 2005; Díaz et al., 2016). Por otro lado, la estrategia conservativa implica una mayor inversión de recursos en estructuras que confieren resistencia, como un mayor espesor foliar o mayor contenido de materia seca (Wright et al., 2004, 2005; Díaz et al., 2016).

Estrategias adquisitivas, también se ven reflejadas en la altura de la planta adulta, asociando este rasgo a la competencia de recursos como la luz y la dispersión de diásporas (Díaz et al., 2016). Por otro lado, una mayor densidad específica del tallo o un mayor grosor de la corteza implican una estrategia conservativa, en la cual la planta sacrifica su potencial de crecimiento para desarrollar estructuras más resistentes, reduciendo así el riesgo de mortalidad debido a fallas biomecánicas, hidráulicas o daños por exposición de los tejidos internos (Carijo et al., 2021; Corrêa Scalon et al., 2020; Sandra Díaz et al., 2016; Tuo et al., 2021).

Con base en los anterior, evaluamos tres ambientes contrastantes afectados por fuegos de diferente intensidad y severidad, para responder las siguientes preguntas: 1) ¿Cuáles son los rasgos que favorecen la supervivencia de árboles en bosques afectados por fuego de diferente intensidad y severidad?, 2) ¿Cómo cambia la composición funcional en bosques no quemados y bosques quemados?, y 3) ¿Hay variación intraespecífica de los rasgos funcionales asociados a la economía foliar de las plantas en especies que se encuentran en ambientes contrastantes? Para responder estas tres preguntas cuantificamos la variabilidad interespecífica e intraespecífica de especies dominantes en bosques inundables de tierras bajas de la Orinoquia Colombiana.

5.3. Materiales y métodos

5.3.1. Caracterización de la variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados

En la Reserva Natural de la Sociedad Civil Bojonawi, se identificaron bosques de galería inundables que fueron afectados por un incendio forestal en el año 2015, considerando que el fuego no afecta de forma homogénea las áreas, se seleccionaron áreas de bosque donde el fuego fue de alta intensidad y generó un daño de alta severidad, y bosques donde el fuego fue de moderada intensidad y así mismo se generó un daño de severidad moderada. La metodología de caracterización de severidad e intensidad se detalla en el Capítulo III del presente documento.

Siguiendo el diseño muestral relacionado en el Capítulo IV, se registraron todos los individuos con un DAP ≥ 10 cm en nueve parcelas de bosque no quemado (BNQ), en seis parcelas de bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA) y seis parcelas de bosque quemado de moderada severidad e intensidad (BNQ). A todos los individuos se les midió la altura total, así como el diámetro a la altura del pecho. Con base en la información registrada se determinó la abundancia y el área basal de cada especie por tipo de bosque, valores que se extrapolaron a densidad de individuo por hectárea, extrapoliando los valores a una hectárea.

- **Selección de especies para el análisis de variabilidad interespecífica**

La selección de especies para el análisis de variabilidad interespecífica se realizó por medio de un análisis de dominancia de especies (Pinzón & Spence, 2010), a través del cual se identificaron las especies que por su abundancia y proporción son dominantes en cada condición del bosque (BNQ, BQA y BQM). En este análisis se excluyeron las especies raras es decir aquellas con una abundancia menor a 10 individuos. El análisis se realizó en el software R (versión 1.3.959).

En la **Tabla 8-13** se presentan las diez especies identificadas por el análisis de dominancia como las más representativas de cada condición del bosque, considerando sus valores de abundancia y frecuencia. En el proceso de recolección de hojas, se excluyeron las palmas debido a que presentan rasgos que no son comparables con los árboles. Asimismo, se descartaron aquellas especies para las cuales no fue posible recolectar rasgos debido al estado fitosanitario de sus individuos o a las difíciles condiciones de acceso al dosel.

Sin embargo, además de las especies con mayor dominancia ecológica, se incluyeron otras especies en el análisis. Específicamente, se consideraron especies arbóreas que han sido reportadas como frecuentes en el paisaje de estudio por conocedores locales. Estas especies adicionales amplían la representatividad del análisis de variabilidad interespecífica.

- **Medición de rasgos funcionales**

Para la medición de rasgos, se seleccionaron cinco individuos adultos de cada una de las especies identificadas. Estos individuos presentaban un DAP entre 20 y 30 cm, y se encontraban en óptimas condiciones fitosanitarias. Se midieron nueve rasgos de las plantas que han sido previamente evaluados en sistemas tropicales, inundables y también en investigaciones relacionadas con la respuesta de las especies al fuego. Se detallan a continuación los métodos de colecta, procesamiento y medición de cada rasgo, siguiendo la clasificación empleada por Salgado (2015):

- **Rasgos foliares:** Para cada individuo, se recolectaron cuidadosamente 10 hojas siguiendo el protocolo establecido por Garnier *et al.*, (2001). Se eligieron hojas que estuvieran completamente expuestas al sol, plenamente desarrolladas y libres de daños causados por patógenos o herbívoros. Se excluyeron las hojas jóvenes y senescentes de las ramas. La recolección se llevó a cabo entre las 6 a.m. y las 9 a.m., y las hojas se almacenaron de inmediato en bolsas plásticas sellables junto con toallas de papel humedecidas para mantener su humedad. Las muestras se conservaron en neveras de poliestireno expandido y en condiciones de oscuridad hasta su procesamiento en el laboratorio.

En el laboratorio, se llevó a cabo el proceso de rehidratación de las hojas sumergiéndolas en agua durante 24 horas. A continuación, se eliminó el exceso de humedad y se removió el peciolo. Posteriormente, se registró el peso húmedo de las hojas y se procedió a medir su espesor. Para realizar esta medición, se empleó un micrómetro digital, y se tomaron 10 medidas por hoja evitando las venas principales y el borde de la lámina, siguiendo el método descrito por Díaz *et al.*, (2013).

Después de completar las mediciones del espesor foliar (EF), las hojas se colocaron cuidadosamente sobre una lámina blanca de acrílico, la cual contaba con una cinta métrica de guía ubicada en uno de sus laterales. Luego, se cubrieron las hojas con un vidrio antirreflejo. Se tomó una fotografía cenital sin utilizar aumento ni flash. Subsiguientemente, se procesaron las imágenes y se llevaron a cabo las mediciones del área foliar (AF) utilizando el software ImageJ.

Una vez que se midió el área foliar, las hojas fueron sometidas a un proceso de secado en un horno a 60°C durante 72 horas. Posteriormente, se retiraron del horno y se pesaron inmediatamente para determinar su peso seco. Utilizando los valores de peso y área foliar, se calculó el área foliar específica siguiendo el método propuesto por Cornelissen *et al.*, (2003).

Finalmente se consideró la fenología foliar como uno de los rasgos a analizar. La asignación de los patrones fenológicos de las hojas se realizó mediante observaciones en el campo y consultando bibliografía especializada. Siguiendo el enfoque propuesto por de Casanoves *et al.* (2011), las especies fueron clasificadas en tres categorías: a) perennifolias, que mantienen su cobertura foliar durante todo el año; b) caducifolias, que pierden sus hojas en el mismo período del año; y c) semicaducifolias, que pierden parte de su follaje durante el año debido a condiciones climáticas o eventos reproductivos como la floración o fructificación.

- **Rasgos vegetativos:** Se consideró la altura máxima como rasgo vegetativo. Para determinar el valor de este rasgo, se utilizó el 95 por ciento de los valores

registrados de todos los individuos con un DAP ≥ 10 cm de cada especie identificada en las parcelas de estudio. La medición de la altura total se realizó en campo utilizando un telémetro láser TruPulse 200 L.

Además, se consideró la capacidad de rebrote como un rasgo vegetativo. Para determinar esta capacidad, se monitoreó a todos los individuos con un DAP ≥ 10 cm durante la estación seca en el periodo comprendido entre los años 2017 y 2021. Las especies fueron clasificadas en dos categorías según Salazar et al., (2020): a) especies con capacidad de rebrote, que pueden regenerar raíces tanto bajo tierra como en el tronco y las ramas, y b) especies sin capacidad de rebrote, que no mostraron ningún rebrote durante el período observado.

- **Rasgos del tallo:** Se consideraron como rasgos del tallo la densidad de la madera y el grosor de la corteza. Los valores de densidad de la madera (DM) se obtuvieron de la base de datos de densidad de madera global (Zanne et al., 2009) y se complementaron con información de estudios revisados por pares. En los casos en los que no se contaba con información específica a nivel de especie, se utilizó el valor promedio de la densidad de la madera para el género correspondiente.

En cuanto al grosor de la corteza, se procedió a coleccionar una porción de 10 cm de largo por 5 cm de ancho de cada individuo a la altura de medición del DAP. Se aseguró que la muestra abarcara desde el cámbium hasta la superficie externa de la corteza. De cada porción de corteza, se tomaron 10 medidas de manera aleatoria utilizando un calibrador digital. En el caso de las cortezas fisuradas, se realizaron cinco mediciones dentro de la fisura y cinco mediciones fuera de la fisura, siguiendo el protocolo establecido por Pérez-Harguindeguy *et al.*, (2013).

- **Análisis de datos**

El análisis de las diferencias en la composición de los rasgos funcionales entre las tres condiciones del bosque (BNQ, BQM y BQA), se realizó a partir del cálculo de

las medias ponderadas de la comunidad (CWM, por sus siglas en inglés). Para determinar el CWM, primero calculamos los pesos (wts) de cada rasgo por parcela, utilizando el área basal relativa. Se empleó el área basal en lugar de la abundancia, debido a que esta funciona como un indicador del rendimiento de las plantas y su adaptación a las condiciones locales (Lohbeck et al., 2013).

basados en el área basal de cada especie por condición de cada especie en el transecto.

Luego, creamos una matriz que incluía los valores de los rasgos para cada especie. Los rasgos cualitativos, como la fenología foliar y la capacidad de rebrote se representaron como valores binarios (0 para ausencia y 1 para presencia). Para los rasgos cuantitativos, se usó el valor promedio de cada especie. Se utilizó paquete FD (Laliberté et al., 2022) en RStudio para calcular el CWM para cada rasgo.

Mediante un análisis de componentes principales (PCA) se representó la variabilidad de los datos de riqueza para cada rasgo funcional y CWM entre parcelas y las tres condiciones del bosque. Para este análisis, utilizamos el software INFOSTAT.

Finalmente, se determinaron las diferencias de las medias ponderadas de la comunidad de cada rasgo utilizando modelos lineales generalizados mixtos (GLMM, por sus siglas en inglés) con una distribución de Poisson. En todos los modelos, se incluyó como efecto fijo la condición del bosque y como efecto aleatorio las parcelas.

5.3.2. Caracterización de la variabilidad intraespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados

- **Selección de especies para el análisis de variabilidad intraespecífica**

Se realizó un análisis de especies indicadoras (Dufrene y Legendre, 1997) con el propósito de determinar la magnitud de asociación de las especies con cada condición del bosque.

En este análisis se relacionó la especificidad (definida como la probabilidad de que una muestra pertenezca a una determinada condición del bosque) y la fidelidad (definida como la probabilidad de que una especie se encuentre en ese hábitat); aquellas especies con valores de indicación significativos (evaluadas después 999 permutaciones; $\alpha = 0.05$) fueron tomadas como especies indicadoras. Este análisis se realizó con la librería Indic Species (De Cáceres, Legendre, & Moretti, 2010) en el software R (versión 1.3.959).

Para seleccionar las especies en el análisis de la variabilidad intraespecífica, se tuvieron en cuenta tres criterios. En primer lugar, se eligieron aquellas especies que, de acuerdo con el análisis de especies indicadoras, fueran consideradas indicadoras de los bosques quemados de alta severidad e intensidad. Esta selección refleja la capacidad de supervivencia de dichas especies frente a los incendios forestales.

En segundo lugar, se descartaron las especies que tenían un valor de especificidad igual a uno (1) en BQA, ya que esto indicaba que se limitaban exclusivamente a esas condiciones específicas del bosque. Por último, se seleccionaron aquellas especies que tuvieran un valor de fidelidad igual a uno (1), lo cual implica una alta probabilidad de encontrarlas tanto en bosques quemados como en bosques no quemados.

En base al análisis de especies indicadoras (**Tabla 8-14**), y cumpliendo con los tres criterios mencionados anteriormente, se identificó una única especie, el "Saladillo rojo" (*Caraipa llanorum* Cuatrec - Call) de la familia CALOPHYLLACEAE, como indicadora del bosque quemado de alta severidad (Stat=0.69; p=0.005**). Esto sugiere que esta especie en particular posee un conjunto de rasgos que le permitieron resistir al fuego y sobrevivir.

- **Medición de rasgos funcionales**

Se seleccionaron 11 individuos adultos de la especie identificada (*C. llanorum*) en tres ambientes contrastantes: bosques no quemados (BNQ), bosques quemados de alta severidad e intensidad (BQA), y sabanas propensas al fuego con árboles aislados (S). Se

buscaron individuos en buenas condiciones fitosanitarias y con un diámetro a la altura del pecho entre los 20 y 30 cm,

A cada individuo seleccionado, se le midieron cinco rasgos foliares, que particularmente se han relacionado como buenos indicadores de medición de la variabilidad intraespecífica por ser los más sensibles a la variación ambiental (Wright et al., 2004), su papel crítico en el metabolismo de las plantas (Krix & Murray, 2018) y su capacidad para entender las respuestas fisiológicas ante condiciones de estrés (Chapin, 1993). Los rasgos foliares que se midieron fueron los siguientes: área foliar, área foliar específica, contenido foliar de materia seca, contenido de agua de la hoja y espesor foliar. Las mediciones se llevaron a cabo siguiendo los procedimientos descritos en la sección de análisis de variabilidad interespecífica.

- **Análisis de datos**

Se realizaron modelos lineales generales y mixtos para ver las diferencias entre los rasgos foliares de los saladillos según el ambiente en el que se encuentren. En todos los modelos, incluimos como efectos fijos el ambiente contrastante. Como efectos aleatorios, se incluyeron las hojas anidas en los individuos. Se utilizó la prueba de significancia DGC para evaluar las diferencias entre cada rasgo en los distintos sitios de estudio. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software INFOSTAT.

Con el objetivo de determinar la disposición espacial de los rasgos funcionales, se seleccionaron rasgos funcionales continuos escalados en términos de $\text{media}=1$ y $\text{varianza}=0$. Esto se hizo para asegurar que las variables se representaran de la misma manera en todas las dimensiones evaluadas. A continuación, se realizó un análisis de componentes principales utilizando las correlaciones obtenidas a partir de las características funcionales de las especies evaluadas. Esto permitió reducir la dimensionalidad y representar los datos en un número menor de planos multivariados.

Posteriormente, se llevó a cabo la creación de densidades utilizando la estimación de Kernel y la distribución normal multivariada para cada uno de los registros centrados en las coordenadas de los individuos o especies evaluadas dentro del espacio funcional. Por último, se seleccionó el ancho de banda de acuerdo con lo descrito por Duong (2007). Todas estas etapas fueron implementadas utilizando el paquete funspace (Carmona, 2023).

5.4. Resultados

5.4.1. Caracterización de la variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados

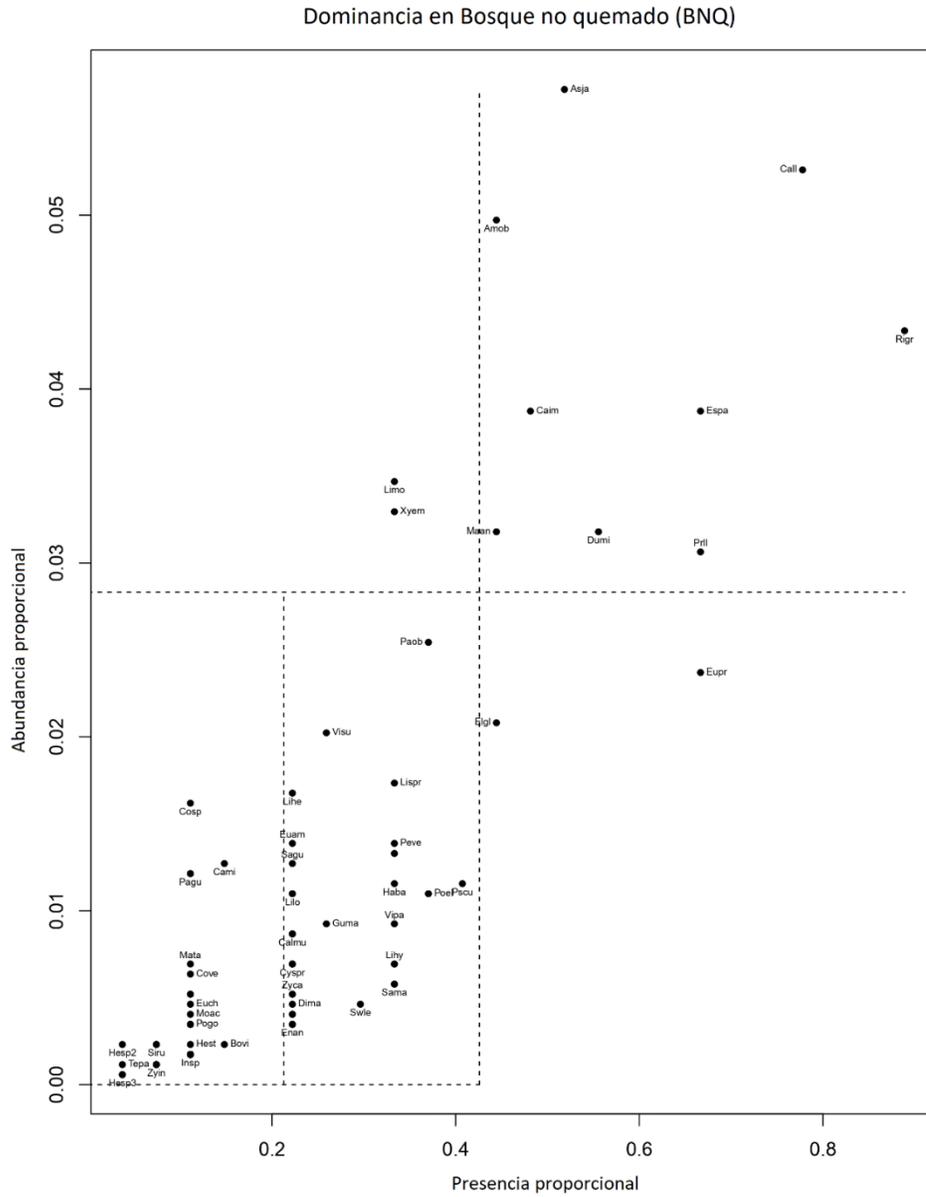
En el bosque no quemado se registraron 103 especies con una densidad de 654 individuos por hectárea. En el bosque quemado de moderada severidad, se encontraron 44 especies con una densidad de 382 ind/ha, mientras que en el bosque quemado de alta severidad se identificaron 10 especies con una densidad de 132 ind/ha.

De acuerdo con el análisis de especies indicadoras, se observó que 37 especies presentes en el bosque no quemado no se encontraron en los bosques quemados. Esto sugiere que estas especies posiblemente carecen de rasgos que les permitan evitar o resistir el fuego (**Tabla 8-14**). Del total de especies, se seleccionaron un total de 34 especies pertenecientes a 17 familias para el análisis de variabilidad interespecífica, de las cuales 23 fueron seleccionadas a través del análisis de dominancia y 11 por la referencia de conocedores locales. Las especies seleccionadas representan el 64.74% del área basal de los bosques no quemados, el 66.30% del área basal de los bosques quemados de moderada severidad e intensidad, y el 96.09% del área basal de los bosques quemados de alta severidad e intensidad.

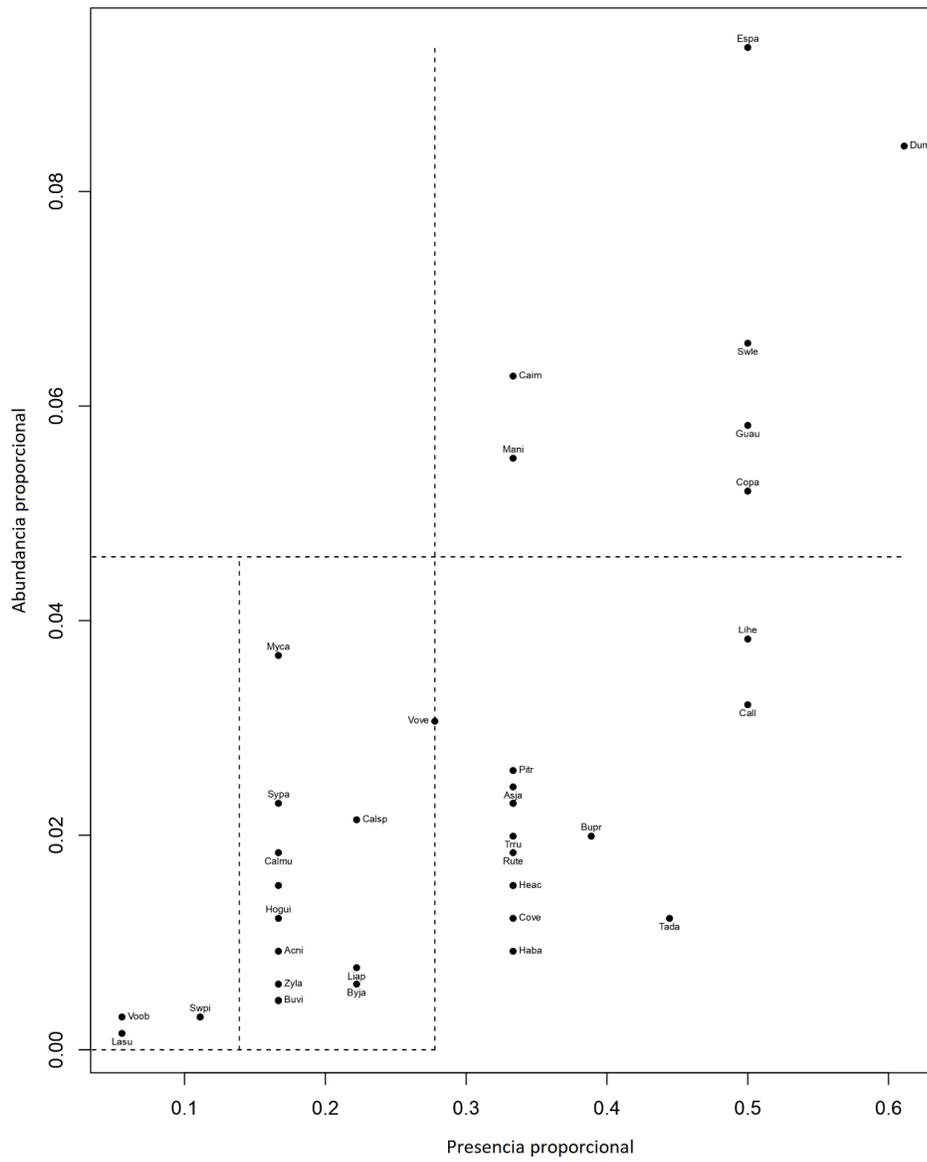
En la

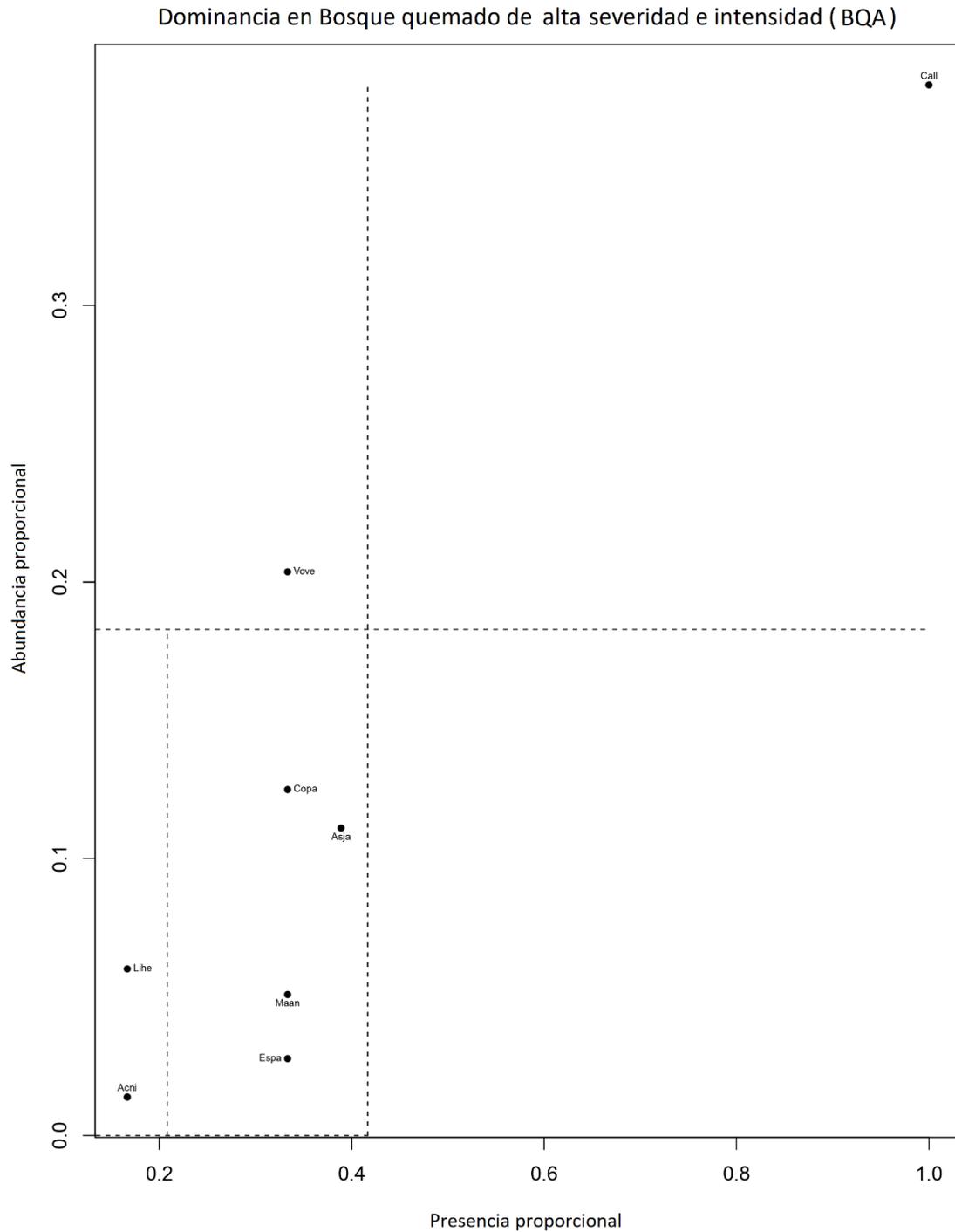
Figura V-1 se muestran las especies dominantes, localmente dominantes, subdominantes y menos comunes de cada condición del bosque. En la **Tabla 8-15** se relacionan las especies que se consideraron para en análisis de variabilidad interespecífica de rasgos entre bosques no quemados y bosques quemados con diferentes niveles de severidad e intensidad, y se muestran los valores medios de cada rasgo.

Figura V-1 Análisis de dominancia de especies por condición del bosque



Dominancia en Bosque quemado de moderada severidad e intensidad (BQM)

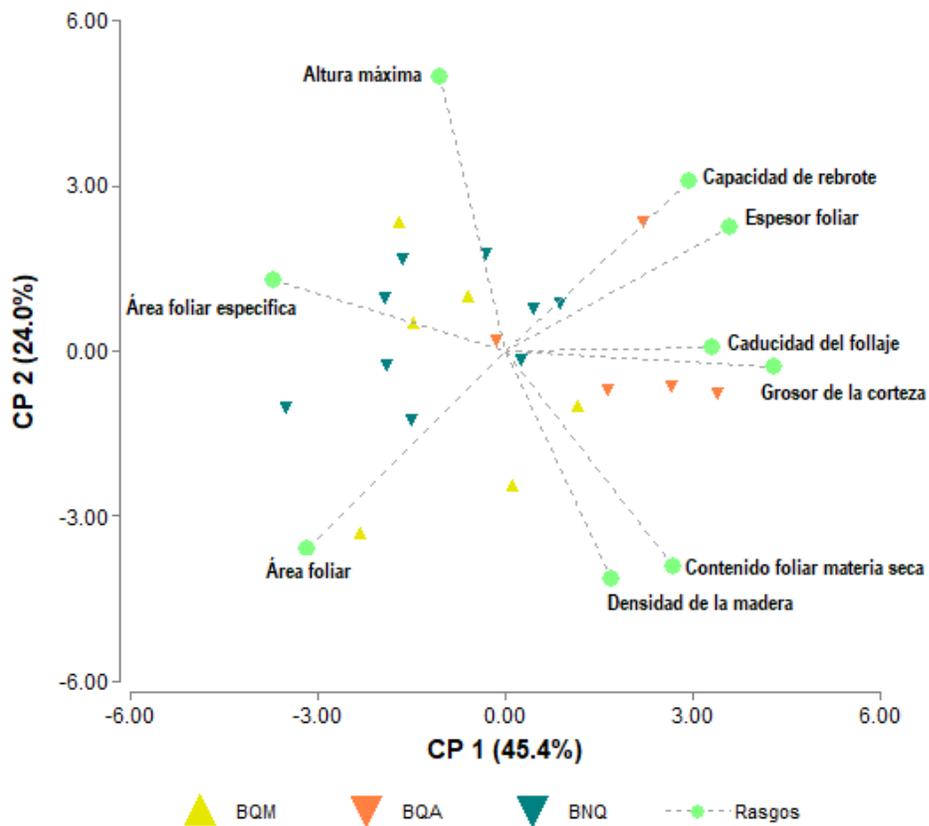




Donde: las especies ubicadas en la parte superior derecha del cuadrante son los más frecuentes y abundantes, por lo que se consideran **dominantes**. Las especies ubicadas en el cuadrante inferior derecho se consideran **subdominantes** (alta frecuencia, pero baja abundancia). Las especies **localmente dominantes** son las que se ubican en el cuadrante superior izquierdo (con poca frecuencia, pero con alta abundancias). Finalmente, en el cuadrante inferior izquierdo se encuentran las especies **menos comunes** es decir que tienen poca frecuencia y poca abundancia.

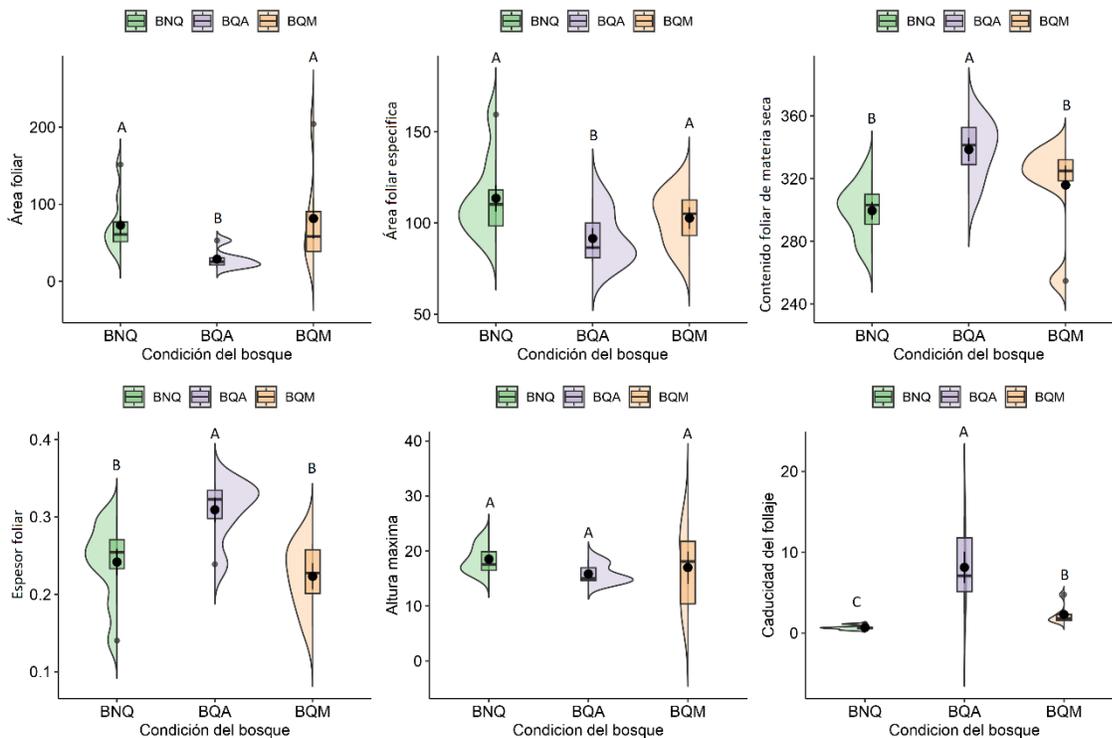
Las especies que lograron sobrevivir al fuego de alta intensidad y severidad se distinguen por su mayor inversión de recursos en estructuras de defensa (**Figura V-2**). Esto se refleja en valores promedio significativamente mayores de grosor de corteza ($p=0.0421$ BQA= 7.83 mm, BQM= 4.78 mm y BNQ=4.5 mm). Además, el dosel generado por las especies que sobrevivieron al incendio se caracteriza por presentar valores significativamente superiores de espesor foliar ($p=0.0094$ BQA= 0.31 mm, BQM= 0.24 mm y BNQ=0.22 mm) y contenido de materia seca en las hojas ($p=0.0421$ BQA= 338.19 mg/g, BQM=315.65 mg/g y BNQ=299.31 mg/g). También se observa una menor inversión en crecimiento en BQA, con un área foliar y área foliar específica significativamente inferiores a las de los bosques quemados de moderada intensidad, así como a los bosques no quemados (AF $p=0.0055$ BQA= 27.13 cm², BQM= 66.85 cm² y BNQ=66.40 cm²; AFE $p=0.0566$ BQA= 90.92 cm²/g, BQM=102.23 cm²/g y BNQ= 112.57 cm²/g).

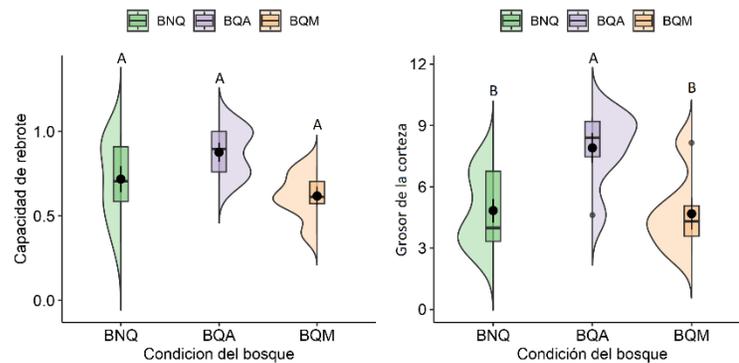
Figura V-2 Análisis de componentes principales que representa la variabilidad de rasgos entre las diferentes condiciones del bosque.



No se encontraron diferencias significativas en los valores de los rasgos foliares y el espesor de la corteza entre los bosques no quemados y los bosques quemados de moderada severidad e intensidad. Además, las tres condiciones de bosque no mostraron diferencias significativas en cuanto a la altura máxima, capacidad de rebrote y densidad de la madera. Sin embargo, se observaron diferencias significativas en la fenología entre las tres condiciones de bosque, con una mayor dominancia de especies caducifolias en el bosque quemado de alta severidad e intensidad (**Anexo B Tabla 8-17**). Los valores medios ponderados por la comunidad (CWM) de cada rasgo y los resultados de los modelos que evaluaron las diferencias entre las condiciones del bosque se muestran en el **Anexo B Tabla 8-16**.

Figura V-3: Variabilidad de cada rasgo entre las condiciones del bosque según los valores medios ponderados de la comunidad con base en el área basal relativa.





5.4.1. Caracterización de la variabilidad intraespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados

Los modelos revelan que existen diferencias en los rasgos foliares del saladillo según el ambiente en el que se encuentre (Tabla 8 12), lo que demuestra que esta especie abarca un amplio espectro de estrategias de economía foliar (Figura V 4). Se pueden identificar dos estrategias principales: una adquisitiva y otra conservativa.

La selección de cada estrategia por parte de los individuos refleja una compensación entre los rasgos foliares (**Tabla 8-20**). La matriz de correlaciones muestra una correlación negativa entre el área foliar específica y el contenido foliar de materia seca (-0.94), y una correlación positiva entre el espesor y el CFMS (0.68). Se encontró una baja correlación entre el área de la lámina foliar y el espesor (0.06) pero una correlación positiva entre el área el contenido hídrico (0.71).

Los modelos revelan que existen diferencias en los rasgos foliares del saladillo según el ambiente en el que se encuentre (**Tabla 8-19**), lo que demuestra que esta especie abarca un amplio espectro de estrategias de economía foliar (**Figura V-4**). Se pueden identificar dos estrategias principales: una adquisitiva y otra conservativa.

Los saladillos presentes en los bosques no quemados exhiben una estrategia adquisitiva, lo cual se refleja en valores significativamente mayores de área foliar en comparación con los bosques quemados de alta severidad (**Figura V-5**). Sin embargo, estos valores no difieren estadísticamente de los observados en las sábanas arboladas ($p=0.003$ BNQ=26.24 cm², BQA=15.63 cm² y SA=22.28 cm²). Además, se observó que el contenido hídrico de las hojas de los saladillos en los bosques no quemados (BNQ) es significativamente mayor que el de los individuos en los otros dos ambientes, los cuales también difieren significativamente entre sí ($p=0.0004$ BNQ=220.64%, BQA=148.14% y SA=138.51 cm²).

Por otro lado, se observa una estrategia más conservadora en los saladillos presentes en la sabana arbolada (**Figura V-5**). Esto se refleja en su mayor espesor foliar ($p<0.0001$, BNQ=0.33 mm, BQA=0.35 mm y SA=0.48 mm) y mayor contenido foliar de materia seca ($p<0.0001$, BNQ=329.54 mg/g, BQA=406.89 mg/g y SA=420.68 mg/g). De estas dos variables, los saladillos de los bosques quemados y no quemados, solo difieren significativamente en el CFMS.

El área foliar específica fue el único rasgo que no difirió significativamente entre los saladillos de los tres ambientes contrastantes ($p=0.7486$, BNQ=76.38 cm²/g, BQA=70.93 cm²/g y SA=72.19 cm²/g).

Figura V-4 Análisis de densidad que representa el espectro de la economía foliar de *Caraipa llanorum*

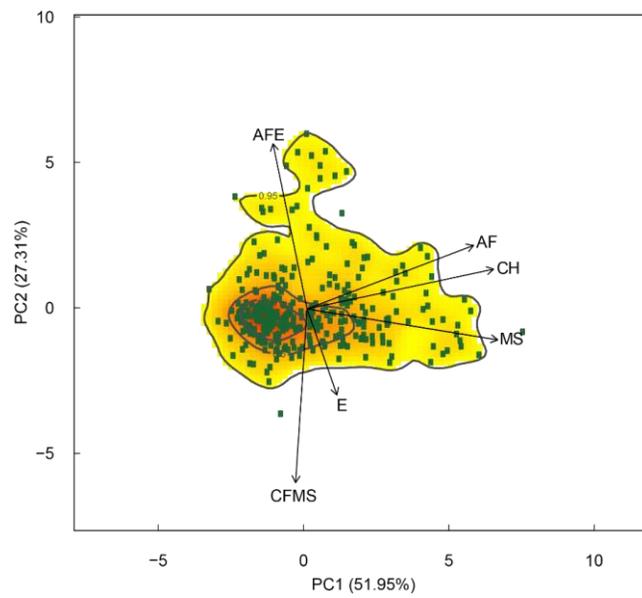
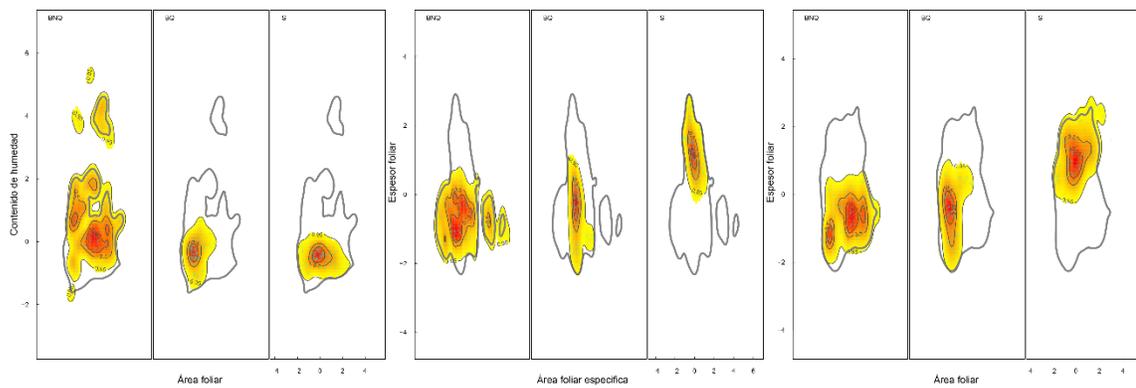


Figura V-5 Análisis de densidad que representa la compensación entre rasgos de *Caraipa llanorum* en tres ambientes contrastantes que corresponde a bosque no quemado (BNQ), bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA) y sabanas arboladas (S).



5.1. Discusión

5.1.1. Variabilidad interespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados

La variación en los valores medios ponderados por la comunidad de cada rasgo revela el impacto del fuego en el filtrado ambiental de los bosques inundables de tierras bajas de la Orinoquia. Además, resalta la diferenciación del nicho de las especies que lograron resistir el fuego y sobrevivir posteriormente al incendio; las cuales se caracterizan por una mayor inversión en estructuras de defensa, como el grosor de corteza y el espesor foliar; así como la caducidad del follaje.

Al tener los sobrevivientes una corteza significativamente más gruesa, los resultados se alinean a la hipótesis de que el fuego es un factor clave en la selección de especies con corteza más (Pausas, 2015). Confirmando que este rasgo es un excelente predictor de la supervivencia del tronco del árbol después de un incendio, tal como lo plantea Poorter et al., (2014).

Un grosor de corteza superior a 1 cm es tomado como un umbral en el que la corteza protege al cambium del daño de fuego (Poorter et al., 2014). Siguiendo este mismo parámetro se ha propuesto que un valor de CWM de grosor de la corteza mayor a 1 cm, es un indicador de masas forestales relativamente resistentes al fuego (Álvarez et al., 2021).

De acuerdo con el criterio señalado anteriormente, se identificaron seis especies con un grosor de corteza mayor a 1 cm, lo cual les podría conferir resistencia al fuego. Cinco de estas especies fueron identificadas como sobrevivientes al fuego y están presentes en bosques quemados: *Caraipa llanorum*, *Couepia apraensis*, *Gustavia augusta*, *Licania heteromorpha* y *Vochysia venezuelana*. La otra especie es *Richeria grandis* y está presente solo en bosques no quemados. Sin embargo, ninguno de los bosques analizados puede considerarse como resistente al fuego a escala de paisaje, ya que muestran valores de CWM inferiores a 1 cm para este rasgo.

Entre los rasgos observados en las especies que sobrevivieron al fuego de alta intensidad y severidad, se encontró que la caducidad del follaje fue un rasgo distintivo en estos árboles. En general, las especies caducifolias tienen una ventaja para evitar el fuego (Cornelissen et al., 2003), ya que suelen perder su follaje durante la época seca, que es cuando los incendios son más comunes. Esta estrategia les permite hacer frente a condiciones de mayor estrés hídrico (Villar et al., 2004) y podría conferirles una mayor probabilidad de supervivencia frente a los incendios. Lo anterior, basados en que las plantas perennifolias, al perder el follaje ante una perturbación comprometen el desarrollo de raíces finas, lo que a su vez reduce su capacidad de absorber agua y sobrevivir en condiciones de estrés por sequía a medio y largo plazo (Gieger and Thomas, 2002).

Los resultados también revelan las respuestas de las plantas al ambiente posterior al fuego. Después del incendio de alta severidad e intensidad, que consumió por completo el follaje de las plantas, las especies sobrevivientes mostraron una inversión reducida en el crecimiento, lo cual se refleja en hojas de menor tamaño y menor área foliar específica (AFE). Se ha evidenciado previamente que especies con bajo AFE sacrifican el costo de construir un mm² de área foliar a cambio de una alta inversión en defensas estructurales (Wright et al., 2005). Estos hallazgos concuerdan con lo reportado por de Almeida Souza et al., (2019), en bosques inundables del Pantanal de Brasil, en donde las especies en bosques quemados invertían menos en la longevidad (área foliar específica), y más en el ciclo (mayor contenido de nitrógeno).

La reducción en la inversión de crecimiento observada en las especies sobrevivientes después del incendio probablemente les brinda una preparación contra futuros incendios al producir menos fibras en el mesófilo, que son más susceptibles a la combustión (de Almeida Souza et al., 2019). Por otro lado, una menor área foliar específica en los bosques quemados de alta severidad e intensidad, puede ser una respuesta al estrés y una estrategia para sobrevivir, ya que una baja relación entre la superficie de la lámina foliar y

el peso, es una respuesta que permite a las plantas reducir la pérdida de agua en ambientes secos o de estrés hídrico (Aranda et al., 2014).

Por otro lado, un mayor espesor foliar en los bosques quemados de alta severidad e intensidad, si bien le pueden conceder a las plantas una mayor resistencia, por ejemplo, a la herbívora, implica una reducción de la fotosíntesis, ya que un engrosamiento de las paredes celulares del mesófilo puede provocar una disminución de la conductancia mesofilica (g_m) (Flexas et al., 2014; Nadal et al., 2018). Un mayor espesor foliar disminuye g_m reduciendo la difusión y disponibilidad de CO_2 para la fotosíntesis (Cousins et al., 2020), es decir, disminuye la conductancia de dióxido de carbono (CO_2) desde las cavidades subestomatales hasta los sitios iniciales de fijación de CO_2 (Cousins et al., 2020).

5.1.2. Variabilidad intraespecífica de rasgos en bosques quemados y no quemados

En cuanto al espectro de la economía foliar, se pueden observar claramente diferencias intraespecíficas en los saladillos en función del ambiente en el que se encuentren. Los saladillos en bosques no quemados muestran una estrategia adquisitiva, evidenciada por valores altos de área foliar, lo cual está asociado con tasas elevadas de respiración y fotosíntesis (Wright et al., 2004).

El tamaño del área foliar es un factor relevante en la capacidad de las hojas para interceptar la luz, y esto tiene importantes implicaciones para el balance de energía y el balance hídrico de la hoja (Díaz et al., 2016). Además, el área foliar también influye en la temperatura de la hoja. A medida que el área foliar aumenta, se reduce el intercambio de calor, la difusión de dióxido de carbono y la pérdida de vapor de agua por unidad de área foliar entre la hoja y el aire circundante (Díaz et al., 2016).

Los saladillos de los bosques no quemados también presentaron los valores más bajos de contenido foliar de materia seca. Un AF alta y un CFMS bajo están asociados a una mayor conductancia hidráulica vascular y mesofílica, debido a longitudes efectivas más cortas para el movimiento del agua y una menor tortuosidad de las vías de agua en el mesófilo (Prieto et al., 2018).

En contraste a lo anterior, los saladillos en los bosques quemados y las sábanas propensas al fuego exhiben una estrategia conservativa. Estos individuos presentan bajos valores de área foliar, pero realizan una inversión significativa en estructuras foliares que les confieren resistencia física. Esto se refleja en un mayor espesor foliar y mayor contenido foliar de materia seca, características que contribuyen a aumentar la longevidad de las hojas (Sandra Díaz et al., 2016). Así mismo, estos individuos presentaron menores contenidos hídricos en la hoja, lo cual puede tener implicaciones en la fotosíntesis, ya que se ha evidenciado que una disminución del estado de agua de las hojas impide que se dé la división celular e inhibe fuertemente la biosíntesis de las proteínas del cloroplastos dificultando el funcionamiento de las clorofilas (Bhusal et al., 2020).

Los mayores valores de espesor foliar se registraron en los saladillos de la sabana arbolada propensa a incendios. Se ha reportado que este rasgo afecta el intercambio de gases de la hoja y que hay una relación inversa entre el espesor de la lámina foliar y las tasas de asimilación de CO₂ (Araque et al., 2009; Pachepsky & Acock, 1998). Lo anterior, considerando que en las plantas C3 a medida que aumenta el espesor de la pared celular y las capas del mesófilo también se disminuye la conductancia mesofílica (Cousins et al., 2020).

Adicionalmente, se ha mostrado que las hojas engrosadas están acopladas a rasgos radiculares, es así como a mayor grosor de la hoja se presentan tejidos radiculares más gruesos (Kembel & Cahill, 2011). Tejidos más gruesos actúan como aislantes térmicos y confieren a la planta resistencia para sobrevivir ante el fuego (Corrêa et al., 2020). Sin embargo, esta estrategia de inversión de la planta en un aumento de la densidad tisular

conlleva una disminución en las tasas de respiración de las raíces y una reducción en las concentraciones de nitrógeno en la planta (Kembel and Cahill, 2011).

Nuestros resultados respaldan la teoría de que las condiciones ambientales en diferentes hábitats generan gradientes de selección que conducen a diferentes estrategias de absorción de recursos en toda la planta (F. S. Chapin, 1993). De esta manera, en ambientes perturbados, las plantas tienden a realizar inversiones significativas en rasgos de defensa estructural, lo cual puede afectar los rasgos fisiológicos clave, como tasas de fotosíntesis y absorción de nutrientes, dando como resultado, un crecimiento reducido en estas plantas (F. S. Chapin, 1993). Esta respuesta se debe a la regulación centralizada de las plantas, que está mediada por hormonas y que provoca una rápida disminución en las tasas de crecimiento como respuesta al estrés ambiental. (S. Chapin, 1991).

Finalmente, considerando que los rasgos foliares del saladillo exhibieron variación en los ambientes contrastantes, esto sugiere plasticidad de los rasgos de la hoja de la especie. Esta plasticidad es un mecanismo importante que permite que las plantas persistan dentro de las comunidades y toleren mejor las condiciones ambientales cambiantes (Henn et al., 2018), dado que la capacidad de las especies vegetales para ajustar sus rasgos funcionales clave a través de la variación intraespecífica puede ser determinante para su éxito en la persistencia, especialmente en hábitats inestables (Araújo et al., 2021).

VI. Tipos de combustible y diferencias en la acumulación de cargas de combustible

6.1. Resumen

Se ha relacionado que existe un ciclo de retroalimentación positiva en el cual, si aumentan significativamente las cargas de combustible y la inflamabilidad, se incrementa la probabilidad de incendios más recurrentes y de mayor intensidad. Sin embargo, la cuantificación de las cargas de combustible en bosques tropicales es limitada en general, y el conocimiento sobre cómo el fuego afecta estas cargas es aún más escaso. Con el objetivo de comprender los efectos de diferentes severidades e intensidades del fuego en los combustibles, llevamos a cabo un análisis multitemporal en los bosques inundables del Orinoco. Se examinó la composición y estructura de los combustibles vivos, la invasión de pastos y se cuantificaron las cargas de combustible leñoso fino y grueso. Las mediciones se realizaron en bosques quemados, tres, cinco y siete años después del incendio, y se tomaron áreas no quemadas como referencia. Encontramos que a medida que la severidad e intensidad del fuego aumentan, hay una mayor mortalidad y una simplificación estructural del bosque que se refleja en: i) una pérdida de más del 80% de la cobertura del dosel, ii) hasta tres veces menos biomasa aérea área pasando de 113.92 Ton/ha a 39.58 Ton/ha, y, iii) hasta seis veces menos densidad de tallos de diferentes hábitos vegetales por área. En los bosques quemados de alta severidad e intensidad, también registramos un aumento progresivo en la riqueza y cobertura de pastos, que llegaron a ocupar hasta el 45% de la superficie de las parcelas. En cuanto a los combustibles leñosos muertos, encontramos que los bosques quemados tienen una carga promedio de 34.49 Mg/ha, valor cuatro veces mayor al volumen registrado en bosques no quemados (8.51 Mg/ha). Adicionalmente, los combustibles de bosques quemados registran valores de humedad menores al 5% con un aumento progresivo a través del tiempo. Estos hallazgos resaltan el impacto significativo de los incendios en los combustibles de los bosques, lo que los hace más susceptibles a futuros incendios de mayor severidad e intensidad. Estos datos proporcionan información relevante para la toma de decisiones de manejo destinadas a mitigar el riesgo de incendios forestales en los bosques inundables de la Orinoquia.

Keywords: Biodiversity loss, forest resilience, wildfire, functional diversity.

6.2. Introducción

Los eventos extremos de incendios forestales han experimentado un aumento global, resultado de interacciones complejas entre el clima, la gestión de la tierra y el combustible (Duane et al., 2021). Sin embargo, las investigaciones actuales se han enfocado principalmente en relaciones directas entre incendios y clima, ignorando las complejidades del combustible y aumentando las predicciones erróneas (McColl-Gausden et al., 2022). Aun cuando diversos estudios han demostrado que tanto la composición, como la carga de combustible y su humedad desempeñan un papel crucial en la influencia del fuego en diferentes ecosistemas (Bond et al., 2003; Bradstock, 2010; A. W. Cardoso et al., 2018; Pausas & Bradstock, 2007).

La interacción entre los combustibles y los incendios se explica mediante un ciclo de retroalimentación positiva. Por un lado, un incremento en las cargas de combustible y su inflamabilidad aumenta la probabilidad de incendios más frecuentes y de mayor intensidad (M. Cardoso et al., 2009; M. A. Cochrane et al., 1999; Nepstad et al., 2001). Por otro lado, el fuego desempeña un papel crucial en la modulación de cambios en la vegetación a nivel local y en el paisaje, modificando los combustibles y por ende regulando el tamaño y la severidad de los incendios subsiguientes (Parks et al., 2016).

En cuanto a la relación del combustible con el fuego en comunidades boscosas tropicales se ha encontrado que en climas húmedos la limitación del fuego está determinada por la humedad del combustible (disponibilidad para arder) y en climas secos la limitación se relaciona con el crecimiento de combustibles herbáceos (acumulación de combustible) (Bradstock, 2010). En el caso de bosques húmedos del Amazonas, se ha reportado que los incendios forestales causan la mortalidad de árboles aumentando las cargas de combustible compuestas por troncos y ramas muertas (M. A. Cochrane & Schulze, 1999a). Además, se ha observado que los bordes de los bosques son las zonas con mayor mortalidad y, por ende, es donde se produce la mayor acumulación de combustible fino después del incendio (Brando et al., 2014).

La mortalidad de árboles causada por incendios forestales conlleva una reducción en la cobertura del dosel, lo que resulta en una disminución de la humedad en el sotobosque (M. A. Cochrane & Schulze, 1999a). Estas nuevas condiciones tras el incendio pueden propiciar la invasión de pastos en el bosque (Balch et al., 2015; Brando et al., 2014). Esta invasión genera una preocupación a nivel global, ya que se cree que los pastos favorecen incendios más extensos, frecuentes e intensos en ecosistemas que históricamente habían tenido limitaciones en la disponibilidad de combustible (Kerns et al., 2020; Tortorelli et al., 2023).

Considerando que la severidad de los incendios sobre el bosque depende de la intensidad del fuego (Keeley, 2009), y que variaciones en la intensidad y por ende severidad del fuego dan lugar a diferencias significativas en la diversidad de la vegetación de bosques húmedos tropicales (Meza et al., 2023). Es de esperarse que cambios en la diversidad estén asociados a cambios en la composición y estructura de la vegetación, generando una inflamabilidad divergente de combustibles dentro del paisaje que puede influir en las características de incendios posteriores (Barker et al., 2022).

A pesar que la dinámica de los combustibles determina la probabilidad de que un bosque vuelva a quemarse, estas relaciones se basan más en inferencias y son pocas las mediciones exhaustivas de las cargas de combustible posteriores al incendio (Nelson et al., 2016). Aun cuando esta información es crítica para el diseño e implementación de estrategias efectivas de manejo de combustibles herbáceos y leñosos para promover la resiliencia del paisaje a los incendios forestales (Tortorelli et al., 2023). El objetivo de este capítulo fue analizar de manera multitemporal la composición y estructura de combustibles leñosos y herbáceos en bosques inundables neotropicales afectados por incendios forestales de moderada y alta severidad e intensidad. Se plantearon las siguientes hipótesis: 1. A medida que transcurre el tiempo posterior al incendio, se observa un proceso de recuperación en los bosques afectados por el fuego, caracterizado por un aumento en la riqueza de especies de plantas en los diferentes hábitos, y por ende cambios en la composición del combustible. 2. Los bosques afectados por incendios forestales

incrementan la cantidad de combustible seco y muerto en comparación con los bosques no quemados. Sin embargo, los bosques quemados de alta severidad acumulan mayor cantidad de combustibles herbáceos vivos y combustibles muertos en comparación con los bosques quemados de moderada severidad. 3. A medida que pasa el tiempo después del incendio, las cargas de combustible disminuyen en los bosques quemados debido a la interacción con las inundaciones anuales, lo que favorece la remoción de los combustibles.

6.3. Materiales y métodos

6.3.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la cuenca del Orinoco, al norte de Sudamérica, en donde se ubica el segundo complejo de sabanas más grande del neotrópico, después del Cerrado brasileño (Romero-ruiz et al., 2011). Específicamente trabajamos en la Orinoquia Guayanesa, una penillanura de origen Precámbrico que es reconocida por ser la más antigua en términos de evolución en comparación con otras regiones de la Orinoquia Colombo-Venezolana (C. A. Lasso et al., 2010).

La Orinoquia Guayanesa se caracteriza por la presencia de bosques inundables en medio de matrices de sabana. Estos bosques crecen sobre suelos arenosos con un pH ácido debido a la alta concentración de ácidos solubles provenientes de la materia orgánica, como ácidos fúlvicos y húmicos (Lasso et al., 2010). Esta región es uno de los principales reservorios de biodiversidad en el neotrópico y presenta altos niveles de endemismo a nivel genérico debido a la existencia de refugios pleistocénicos y procesos de especiación (Lasso et al., 2010).

Específicamente, las parcelas y transectos de muestreo se establecieron en bosques inundables siempreverdes de la Reserva Natural de la Sociedad Civil Bojonawi (6°07' y 6°02' N 67°29' y 67°34' O). Esta reserva privada de conservación, que abarca 4680 hectáreas, es reconocida como un área clave de conservación dentro de la Reserva de la Biosfera del Tuparro (Lasso et al., 2020). En esta área, la temperatura media oscila entre 27 °C y 36 °C, con un régimen de precipitación monomodal que varía de 2000 mm a 3500

mm al año (Correa et al., 2005). Durante los meses de diciembre a abril se registra la estación seca y la temporada de lluvias donde sube el pulso de inundación abarca los meses de mayo a noviembre.

6.3.2. Categorización de la intensidad y severidad del fuego en los bosques quemados

En 2015, durante la época seca ocurrió un incendio forestal de origen antrópico que quemó alrededor del 80% de la RNSC Bojonawi, afectando alrededor de 350 hectáreas de bosque. Considerando que el bosque no se quemó de forma homogénea, se clasificaron las áreas quemadas según la intensidad y severidad del fuego, adoptando los parámetros asociados a los cambios de vegetación post-fuego (Keeley, 2009; Pausas, 2017). La intensidad visual del fuego se determinó mediante una inspección visual que consistió en medir las marcas dejadas por el fuego en árboles y palmas adultas quemadas ($DAP \geq 10$ cm). Por otro lado, la severidad del fuego se evaluó mediante una estimación visual de la densidad de individuos que sobrevivieron después del incendio y el tamaño de los restos de vegetación quemados presentes en la superficie del suelo.

Con base en la inspección realizada, los bosques quemados se clasificaron en dos condiciones. La primera condición se refiere a **Bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA)** con cicatrices de fuego que llegan a las copas, troncos carbonizados con un diámetro mayor a 10 cm, escombros quemados superficialmente de todos los tamaños, y una mortalidad que generó una apertura del dosel mayor al 70%. La segunda condición corresponde a **Bosque quemado de severidad e intensidad moderada (BQM)** caracterizados por cicatrices en troncos de árboles a alturas variables, árboles con algo de cobertura de dosel muerto pero el follaje no consumido por completo y ramas delgadas en la superficie del suelo. Además, se seleccionaron áreas de **Bosque No Quemado (BNQ)** como referencia, las cuales no han experimentado incendios, tala o pastoreo en los últimos 30 años, según la información proporcionada por actores locales.

En cada condición del bosque se establecieron seis (6) parcelas de 0.1 ha con una longitud de 100 m y un ancho de 10 m, para un total de 18 parcelas. Se garantizó que las parcelas estuviesen separadas una distancia mínima de 400 m. Se realizaron mediciones de biomasa y necromasa en el año 2017 (2 años después del incendio), en el año 2019 (4 años post – incendio) y el año 2022 (7 años post -incendio).

6.3.1. Diseño muestral para la medición de combustibles vivos

Considerando que los combustibles generalmente se clasifican en tipos basados en la estructura fisonómica predominante de la vegetación, y que estos tipos se definen además por varias combinaciones de “capas” de combustibles con base en su disposición vertical en el paisaje (Brooks et al., 2004). Se clasificó la composición de combustibles según los hábitos de árboles, arbolitos, arbustos, palmas, lianas, trepadoras y herbáceas.

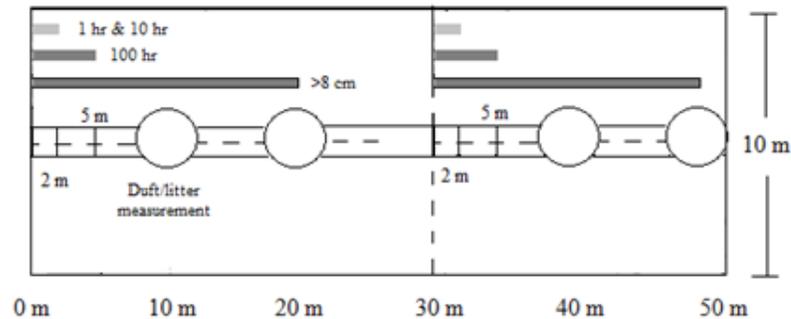
Por otro lado, teniendo en cuenta que la densidad de tallos vivos es un indicador sólido y positivo de la disponibilidad de combustible (Nelson et al., 2016), se realizó una evaluación de la estructura del combustible mediante el cálculo de la densidad de individuos. La vegetación se estratificó en perfiles según la altura y el tamaño de los tallos, siguiendo la metodología propuesta por Nelson et al. (2016). Se definieron cuatro clases de tamaño con base en la propuesta de Rangel-CH y Velázquez (1997): i) **Fustales** que corresponden a los individuos arbóreos y palmas con un DAP ≥ 10 cm, ii) **latizales** referentes a la vegetación arbórea, palmas, trepadoras y lianas con un DAP < 10 cm y alturas mayores a 1.5 m, iii) **brinzales** que son la vegetación con un DAP < 10 cm y alturas entre 0.3 m y 1.5 m; y iv) **renuevos**, la vegetación con un DAP < 10 cm y alturas menores a 0.3 m. Adicionalmente incluyó la categoría de herbáceas específicamente de la familia POACEAE.

Con base en lo anterior, en cada parcela de 0.1 ha se registraron e identificaron todos los fustales, a cada uno de los cuales se les realizó la medición de diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total. La caracterización de las demás clases de tamaño, se realizó siguiendo estrategias de muestreo similares y contrastadas en estudios previos (Armenteras et al., 2021; Da Silva et al., 2018; Maracahipes et al., 2014; Molina et al., 2018). Es así, como al interior de cada parcela de 0.1 ha establecimos tres tipos de subparcelas: i) Diez subparcelas de 25 m² para el registro de latizales ii) Diez subparcelas de 4 m² para el registro de brinzales; y, iii) Diez subparcelas de 1 m² para registrar los renuevos. En estas últimas unidades de muestreo también se realizó una estimación visual de la cobertura de vegetación herbácea, como lo proponen Nelson et al., (2016).

Según la clasificación de intensidad y severidad aplicada, de todas las parcelas evaluadas, se identificaron 9 parcelas que corresponden a bosque no quemado, lo que representa un total de 90 subparcelas por cada categoría de vegetación. Además, se encontraron 6 parcelas (60 subparcelas por categoría) de bosque quemado con alta severidad e intensidad, y otras 6 parcelas (60 subparcelas por categoría) de bosque quemado con severidad e intensidad moderada. En total, se realizaron 210 subparcelas de muestreo para cada una de las categorías de vegetación.

6.3.2. Diseño muestral para la medición de detritos leñosos

En el centro de cada parcela de 0.1 ha que corresponde a una línea de una longitud de 100 m se establecieron dos transectos Brown de 20 m, el primer transecto ubicado de los 0 a 20 m y el segundo se los 30 a 50 m. En cada transecto Brown (Brown, 1974) se midieron dos componentes específicos del combustible leñoso muerto: i) Los desechos leñosos finos (FWD, por sus siglas en inglés) y los desechos leñosos gruesos (CWD, por sus siglas en inglés).

Figura VI-1: Transectos Brown para la medición de carga de combustible

Se utilizó la clasificación basada en los diámetros de desechos leñosos finos (FWD) y desechos leñosos gruesos (CWD), empleada por Lutes & Keane (2006). Los desechos leñosos finos correspondieron a la clase de tamaño de 0-0.6 cm (1 hora según el tiempo que tarda en consumirse por el fuego), mientras que los desechos leñosos gruesos se dividen en piezas de diámetro de 0.6-2.5 cm (10 horas), 2.5-8 cm (100 horas) y diámetros mayores a 8 cm (1000 horas).

Para la recolección de muestras, en los primeros 2 metros (0 m a 2 m) de cada transecto se colectaron los combustibles de 1 hora y 10 horas. Los combustibles de 100 horas se recolectaron en los primeros cinco metros, mientras que el combustible de 1000 horas se recogió en todo el plano de muestreo (20 metros). Se recolectó una muestra de 3 cm de espesor de cada pieza diferenciado piezas de forma cilíndrica y en forma de paralelepípedo. Posteriormente se obtuvo en laboratorio su peso húmedo, peso seco y densidad siguiendo la metodología propuesta por Lutes & Keane (2006).

Adicionalmente, a los desechos leñosos de 100 y 1000 horas, se le realizaron mediciones de diámetro, azimut, inclinación, dureza de la madera (penetración), peso y grosor. La dureza se midió utilizando un penetrómetro, con el cual se aplicaron 20 golpes sobre la pieza en su plano transversal con una fuerza uniforme de 400 kg. Las piezas que se rompieron con menos de 20 golpes se clasificaron como podridas, y las piezas que no se

rompieron se clasificaron como sanas, y se registró la profundidad a la cual penetra la aguja del penetrómetro.

6.3.3. Análisis de datos

- **Diferencias en la diversidad y composición de los combustibles vivos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad**

Los análisis de composición de la biomasa se separaron en tres grandes categorías usadas para la clasificación estructural de la vegetación: Adultos (fustales), regeneración natural (latizales, brinzales y renuevos) y herbáceas. Adicionalmente, se realizaron considerando los hábitos de la vegetación (Arboles, arbolitos, arbustos, palmas, lianas, trepadoras y hierbas).

Los análisis asociados a curvas de rarefacción, NDMS y especies indicadoras se realizaron con los hábitos arbóreos, arbolitos, arbustos, palmas, trepadoras y lianas, ya que es para los cuales se disponía de información de riqueza y abundancia por cada parcela.

Se realizaron curvas de rarefacción para evaluar la diversidad del combustible vivo en cada condición del bosque durante los años de muestreo. Para estimar la diversidad de especies de plantas, se calcularon los tres primeros números de Hill ($q=0,1,2$), que permiten considerar tanto la variabilidad en la abundancia relativa como la riqueza de especies (Chao et al., 2014). De acuerdo con Chao et al., (2014), el valor de $q=0$ representa la riqueza de especies, mientras que $q=1$ pondera las especies según sus frecuencias relativas, pudiendo interpretarse como un indicador de las especies comunes en la comunidad (equivalente al exponencial del índice de entropía de Shannon). Por último, $q=2$ favorece las especies abundantes y descarta las especies raras, dando mayor importancia a las especies que tienen una presencia significativa en la comunidad (equivalente al

inverso del índice de concentración de Simpson). Las curvas se construyeron con el paquete *Inext* con el software R versión 4.2.3.

Las diferencias significativas en la composición de la vegetación de cada condición del bosque se determinaron con un análisis de escala multidimensional no métrico (NMDS) utilizando el coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis, acompañado de un análisis de varianza multivariado permutacional usando matrices de distancia (ADONIS). El NMDS representa gráficamente la similitud o disimilitud de especies y sus abundancias en un espacio multidimensional. ADONIS permite la comparación entre medias de las comunidades, usando como efectos fijos la condición del bosque, el año de muestro y la interacción entre estos factores; probando la hipótesis de igualdad de medias multivariada con un valor de p de 0.05 y evaluando su significancia con permutaciones (Oksanen *et al.*, 2013). Para estos análisis solo se utilizaron especies con una abundancia mayor a 10 individuos, y se realizaron con la biblioteca *Vegan* 2.3-5 del software R versión 4.2.3.

La evaluación e los cambios temporales en la riqueza de especies de cada hábito y según cada condición del bosque se realizó a partir de la construcción de modelos lineales generales y mixtos (MLM), así como modelos lineales generalizados mixtos con distribución de Poisson (MLGM), considerando la distribución de errores de cada variable. En cada uno, a excepción del modelo de las herbáceas se consideraron como efectos fijos la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año de medición posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), la clase de tamaño (latizal, brinzal y renuevos) y la interacción entre estos factores. Como efecto aleatorio se incorporó la parcela (0.1 ha). En el caso del modelo de riqueza de herbáceas se excluyó de los efectos fijos la clase de tamaño. Los modelos se realizaron en el software InfoStat.

Finalmente se realizó un análisis de especies indicadoras con el propósito de determinar la magnitud de asociación de las especies con cada condición del bosque en cada año de muestreo posterior al incendio. Este análisis permite encontrar las especies indicadores y conjunto de especies que caracterizan grupos de sitio, combinando la abundancia relativa

de cada especie con su frecuencia relativa de aparición en los diversos grupos (Dufrêne & Legendre, 1997). En el análisis se relaciona la especificidad (definida como la probabilidad de que una muestra pertenezca a una determinada condición del bosque) y la fidelidad (definida como la probabilidad de que una especie se encuentre en ese hábitat); aquellas especies con valores de indicación significativos (evaluadas después 999 permutaciones; $\alpha = 0.05$) fueron tomadas como especies indicadoras. Este análisis se realizó con la librería Indic Species (De Cáceres et al., 2010) en el software R (versión 1.3.959).

- **Diferencias en la estructura de los combustibles vivos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad**

Los análisis de estructura de los combustibles vivos se separaron en tres grandes categorías usadas para la clasificación estructural de la vegetación: Adultos (fustales), regeneración natural (latizales, brinzales y renuevos) y herbáceas. Adicionalmente, se realizaron considerando los hábitos de la vegetación (Arboles, arbolitos, arbustos, palmas, lianas, trepadoras y hierbas).

- **Estructura de los combustibles en la clase de adultos**

En el caso de los adultos, se calculó por hectárea la densidad de individuos vivos, el área basal y la biomasa aérea. Para determinar la biomasa, se utilizó la ecuación alométrica propuesta por Chave et al. (2014): $(AGLB = 0,0673x (\rho D^2 H)^{0,976})$. En la ecuación AGLB representa la biomasa viva en superficie, ρ (g cm⁻³) corresponde a la densidad de la madera de cada especie, D (cm) es el diámetro a la altura del pecho y H (m) es la altura total del árbol. La estimación de la biomasa se limitó a los árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm, excluyendo así a los individuos con otros hábitos de crecimiento, como lianas y palmas.

Las diferencias en la densidad de individuos, el área basal y la biomasa se determinaron con base en modelos lineales generales y mixtos, así como modelos lineales generalizados mixtos con distribución de Poisson (MLGM), considerando la distribución de errores de

cada variable. En cada modelo se consideraron como efectos fijos la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año de medición posterior al incendio (2017, 2019 y 2022) y la interacción entre estos factores. Como efecto aleatorio se incorporó la parcela (0.1 ha). Los modelos se realizaron en el software InfoStat.

- **Estructura de los combustibles en la clase de regeneración natural**

Se evaluó la diferencia temporal en la densidad de tallos en cada condición del bosque utilizando modelos lineales generalizados mixtos con distribución de Poisson (MLGM). En cada modelo, se consideraron como efectos fijos la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), la clase de tamaño (latizal, brinzal y renuevo), el año de medición después del incendio (2017, 2019 y 2022) y la interacción entre estos factores. Además, se incorporó la parcela (0.1 ha) como efecto aleatorio. Los modelos se implementaron utilizando el software InfoStat.

- **Estructura de los combustibles herbáceos**

Se realizó una evaluación de la cobertura de combustibles herbáceos en cada condición del bosque utilizando modelos lineales generalizados mixtos con distribución de Poisson (MLGM). En cada modelo, se tomaron en cuenta la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año de medición posterior al incendio (2017, 2019 y 2022) y la interacción entre estos factores como efectos fijos. Además, se incluyó la parcela (0.1 ha) como efecto aleatorio. El modelo se implementó en el software InfoStat.

▪ **Diferencias en las cargas de combustible de detritos leñosos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad**

Se calculó la carga de combustible leñoso muerto de cada clase de tamaño (1 hora, 10, 100 y 1000 horas) para cada condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y año de muestreo

(2017, 2019 y 2022). Se extrapolaron a valores por hectárea del volumen, peso y porosidad del combustible, los cuales fueron calculados con las fórmulas propuestas por Brown (1974), las cuales se relacionan en la

Tabla 4-VI-1.

Se construyeron para cada parámetro del combustible modelos lineales generalizados mixtos con distribución de Poisson (MLGM). En da modelo se incluyeron como efectos fijos la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año de medición posterior al incendio (2017, 2019 y 2022) y la interacción entre estos factores; así como se incluyeron como efectos aleatorios el transecto anidado en la parcela de 0.1 ha. Los modelos se hicieron en el software InfoStat.

Tabla 4-VI-1: Parámetros considerados para el cálculo de cargas de combustible de los detritos leñosos de acuerdo con Brown (1974).

Parámetro	Formula
Volumen del combustible (m ³)	$V = L \left(\sum_{i=1}^b \frac{\pi^2 n_i d_i^2}{8} + \sum_{j=1}^c \frac{m_j t_j w_j \pi}{2} \right)$ <p>Dónde: <i>L</i>= Longitud del transecto Brown (20 m) <i>n_i</i>= número de piezas cilíndricas en las intersecciones para cada clase de tamaño <i>i</i>th <i>d_i</i>= diámetro promedio de cada clase de tamaño <i>i</i>th. Valor en metros (m). <i>m_j</i>= número de piezas paralelepipedas en las intersecciones para cada clase de tamaño <i>j</i>th <i>t_j</i>= grosor promedio de cada pieza en cada clase de tamaño <i>j</i>th. Valor en metros (m). <i>w_j</i>= ancho promedio de cada pieza en cada clase de tamaño <i>j</i>th. Valor en metros (m).</p>
Peso de cada pieza de combustible (g)	$W = Vp$ <p>Donde: <i>V</i>= Volumen en cm³ <i>P</i>= densidad (g/cm³) calculada en laboratorio como el peso seco de la pieza (g) dividido sobre su volumen (cm³)</p>
Porosidad de cada pieza de combustible	$\lambda = \frac{(AL - V)}{S}$

Parámetro	Formula
	<p data-bbox="532 258 876 394">Donde: A= Área del plano de muestreo L= Longitud del transecto Brown V= Volumen de la pieza S= Superficie de la pieza</p> <p data-bbox="532 422 1393 453">En donde la superficie de la pieza (m²) se calcula a partir de la siguiente formula:</p> $S = \sum_{i=1}^b (\sigma_i V_i) + \sum_{j=1}^c (\sigma_j V_j)$ <p data-bbox="532 590 1393 751">Dónde: σ = Radio de las piezas medido como la relación entre el área superficial de las partículas y el volumen. En el caso de piezas cilíndricas se determina como 4/d y en el caso de piezas en formas de paralelepípedo se calcula como 2/t. V_i = Volumen <i>i</i> V_j = Volumen <i>j</i></p>

6.4. Resultados

6.4.1. Diferencias en la diversidad y composición de los combustibles vivos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad

Las curvas de rarefacción basadas en los tres primeros números de Hill (

Figura VI-2) revelan patrones claros de la diversidad en cada condición del bosque durante todos los años de muestreo posterior al incendio. Se observa que, en todos los casos, el orden de clasificación de la diversidad es el siguiente: riqueza de especies > diversidad de Shannon > diversidad de Simpson.

En el bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA) comparado con las otras condiciones del bosque, dos años después del incendio, se evidencia una disminución abrupta en la riqueza, frecuencia y abundancia de especies en todas las categorías de tamaño. Al considerar la categoría de tamaño de la vegetación, se observa que, en la categoría de adultos, los intervalos de confianza del 95% se superponen para todas las curvas en cada condición del bosque durante el período de muestro. Esto indica que siete años posterior al incendio, no hay diferencias significativas al nivel del 5% en la diversidad de la vegetación, lo que sugiere una falta de recuperación significativa en términos de riqueza, frecuencia y abundancia de especies en los bosques quemados durante este período de tiempo. Por otro lado, en relación con las categorías de brinzales y renuevos, en el año 2022 se evidencia un aumento de la diversidad de BQA mostrando que con el tiempo se reducen las diferencias significativas de q1 y q2 con los bosques quemados de moderada severidad e intensidad (BQM), lo cual, es un reflejo de un aumento en la biomasa de árboles y palmas de esta categoría de tamaño debido al reclutamiento de individuos con un DAP < 10 cm.

Según el análisis de similitudes (ADONIS), hay diferencias significativas en la composición de especies en todas las categorías de tamaño entre las tres condiciones del bosque evaluadas **Tabla 8-22**. Sin embargo, no se observaron cambios en la composición de especies en los fustales siete años después del incendio en ninguno de los bosques muestreados. En contraste, en el caso de la regeneración, se observaron cambios en la composición de especies cada año de muestreo después del incendio. El gráfico del NMDS muestra las similitudes y diferencias entre los bosques no quemados y los bosques quemados de moderada y alta severidad e intensidad (**Figura VI-3** y **Tabla 8-21**).

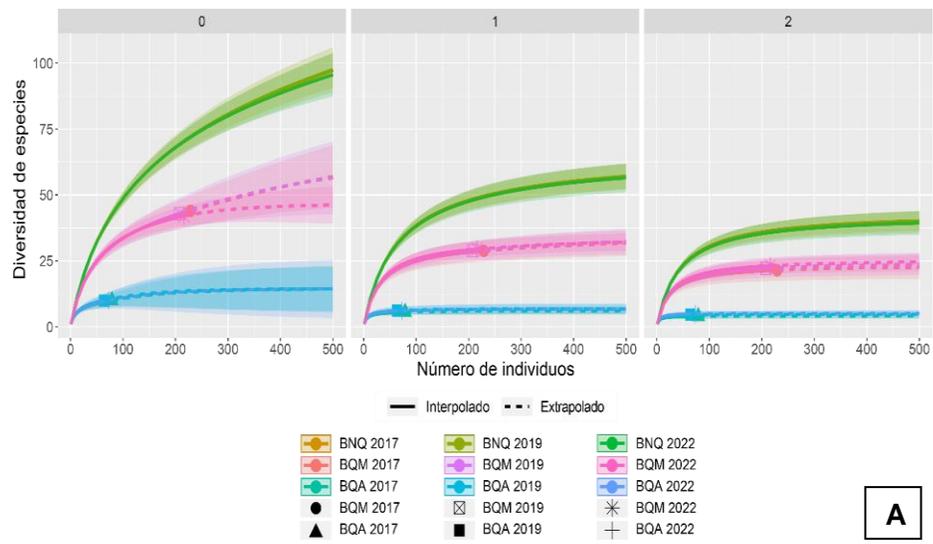
Se observó una disminución significativa en la riqueza de especies de la categoría de fustales en los bosques quemados ($p < 0.0001$). Esta disminución fue particularmente notable en los bosques quemados de alta severidad e intensidad (BNQ= 23 especies/0.1 ha, BQM= 11 especies/0.1 ha, BQA= 3 especies/0.1 ha), mas no se encontraron cambios significativos en la riqueza de fustales a lo largo de los años de muestreo (**Anexo C Tabla 8-24**). En cuanto a las diferencias en la riqueza de especies en las clases de regeneración natural entre las condiciones del bosque, no se encontraron diferencias para los hábitos de arbolitos, arbustos y trepadoras. Sin embargo, se observó un patrón similar al de los fustales en el hábito arbóreo, con una menor riqueza en BQA. Por otro lado, en el caso de las palmas y lianas, se encontró una riqueza significativamente mayor en los bosques no quemados, mientras que no se encontraron diferencias significativas entre los bosques quemados. En cuanto a la riqueza de hierbas, se observó un aumento significativo en los bosques quemados de alta severidad e intensidad, mientras que no hubo diferencias significativas entre BQM y BQN. Además, se encontró que el aumento en la riqueza varía en función del tiempo posterior al incendio, siendo significativamente mayor a partir del año 2019 (4 años después del incendio). Los modelos de riqueza se detallan en el **Anexo C** en la **Tabla 8-24**, **Tabla 8-25** y **Tabla 8-26**.

Con relación a las especies indicadoras, se evidencio que los bosques quemados no tienen especies indicadoras en la categoría de tamaño de fustales, mientras que en los bosques no quemados las especies indicadoras son (Valores de indicación “Stat” y p-value “p”):

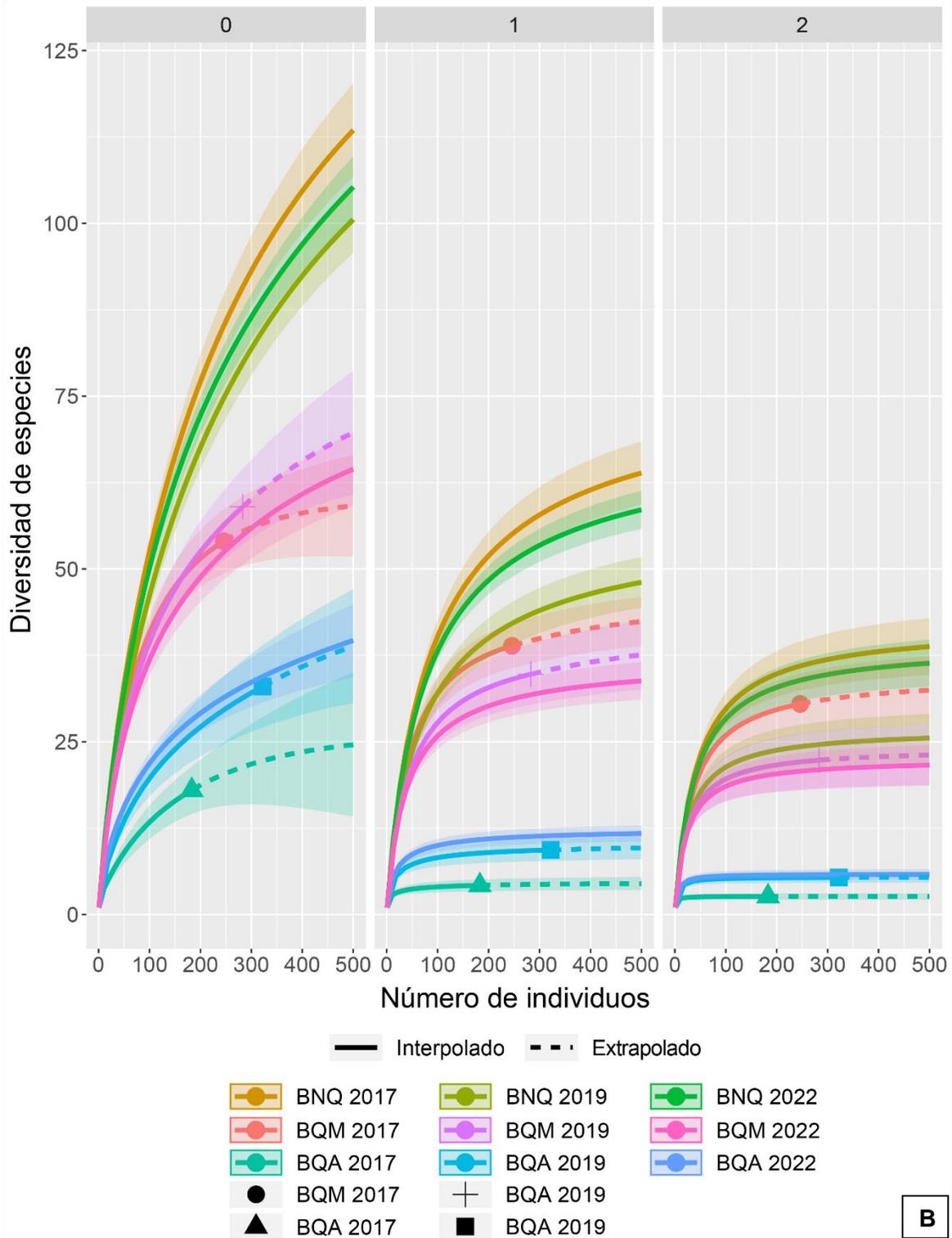
Parahancornia oblonga (Stat=0.67 p=0.045*), *Richeria grandis* (Stat=0.51 p=0.020*), *Amanoa oblongifolia* (Stat=0.34 p=0.045*) y una LAURACEAE indeterminada (Stat=0.47 p=0.030*). Por otro lado, en las categorías de tamaño de latizales, brinzales y renuevos se identificaron especies indicadores en los bosques no quemados, así como en los bosques quemados tanto de moderada como de alta severidad e intensidad, las cuales se señalan en la **Tabla 8-23**.

Cabe destacar que, con el análisis de especies indicadoras, se evidencia el recambio de especies en los estratos bajos del bosque, es así como las especies fueron cambiando en cada año de muestreo posterior al incendio. Por ejemplo, en los bosques quemados de alta severidad e intensidad (BQA), dos años después del incendio, las especies indicadoras en los estratos bajos del bosque eran la palma *Astrocaryum jauari* (Stat=0.61 p=0.005**) y la liana *Pachyptera kerere* (Stat=0.55 p=0.030**). Cuatro años después del incendio, la única especie indicadora de fue el arbusto *Solanum monachophyllum* (Stat=0.6 p=0.01**). Finalmente, siete años después incendio, se identificaron 11 especies indicadores, entre las que se destacan la palma *A. jauari* y la liana *Anemopaegma karstenii*. Así mismo, empezaron a dominar más especies de habito arbóreo, como *Licania heteromorpha*, *Handroanthus barbatus*, *Dalbergia foliosa* y *Zygia cataractae*, entre otras

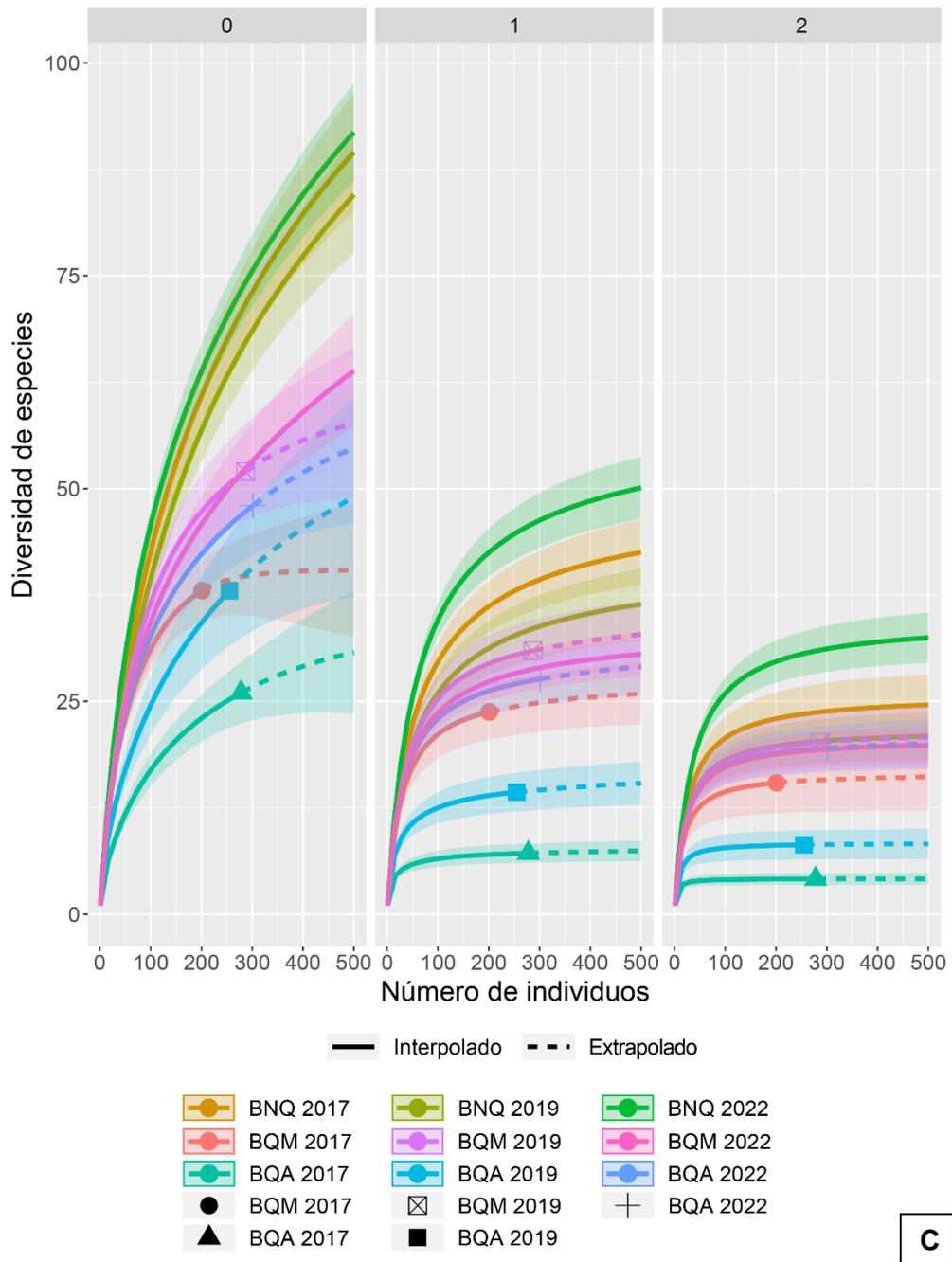
Figura VI-2: Curvas de rarefacción para cada condición del bosque y año de muestreo post – incendio.



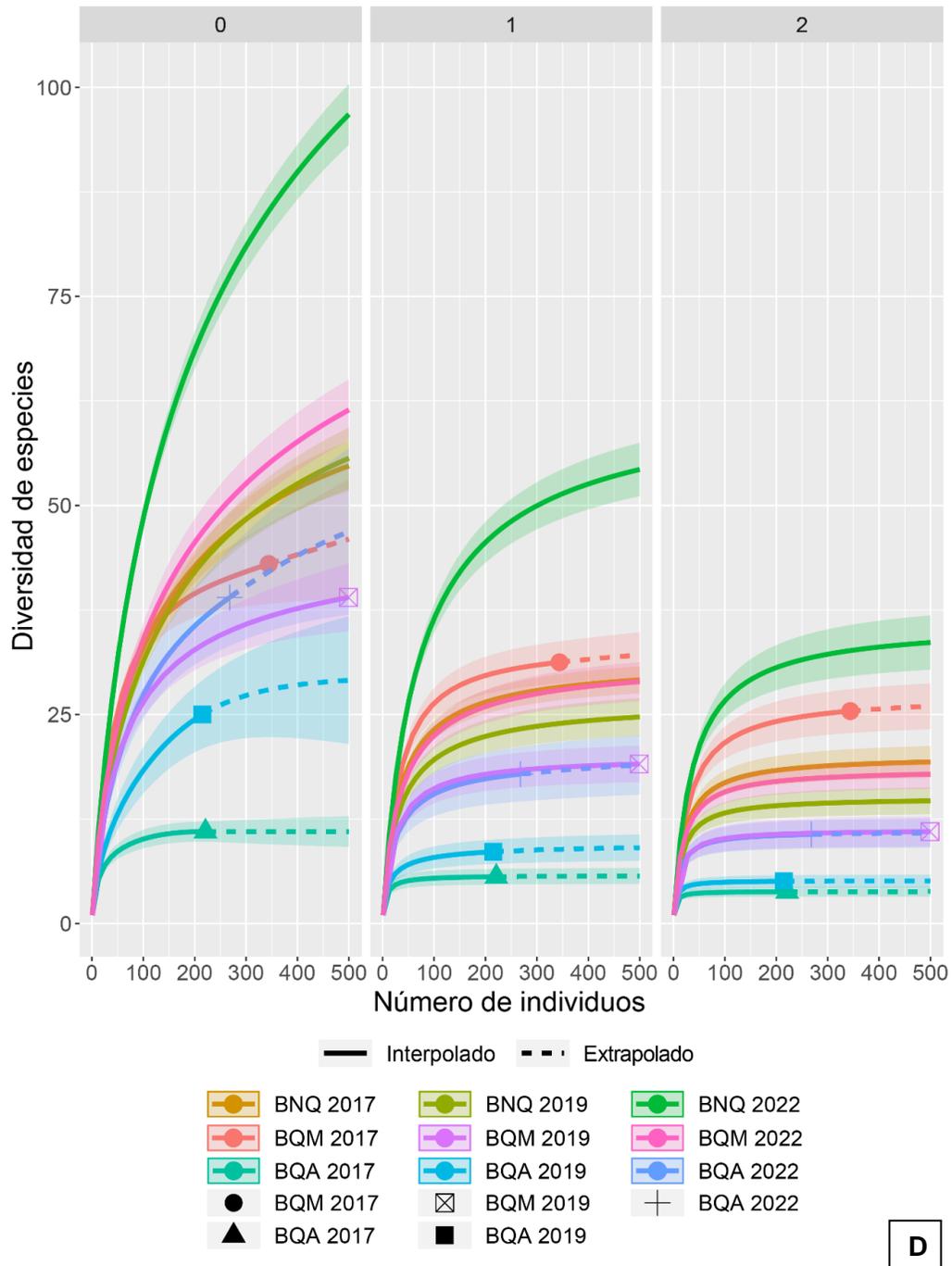
A



B

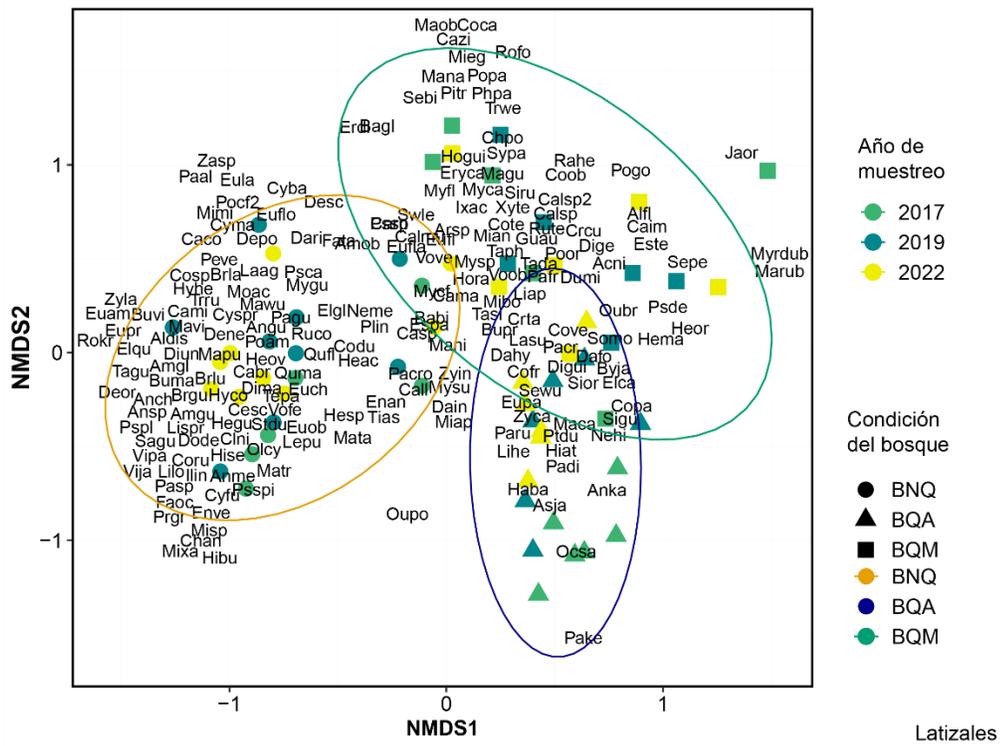
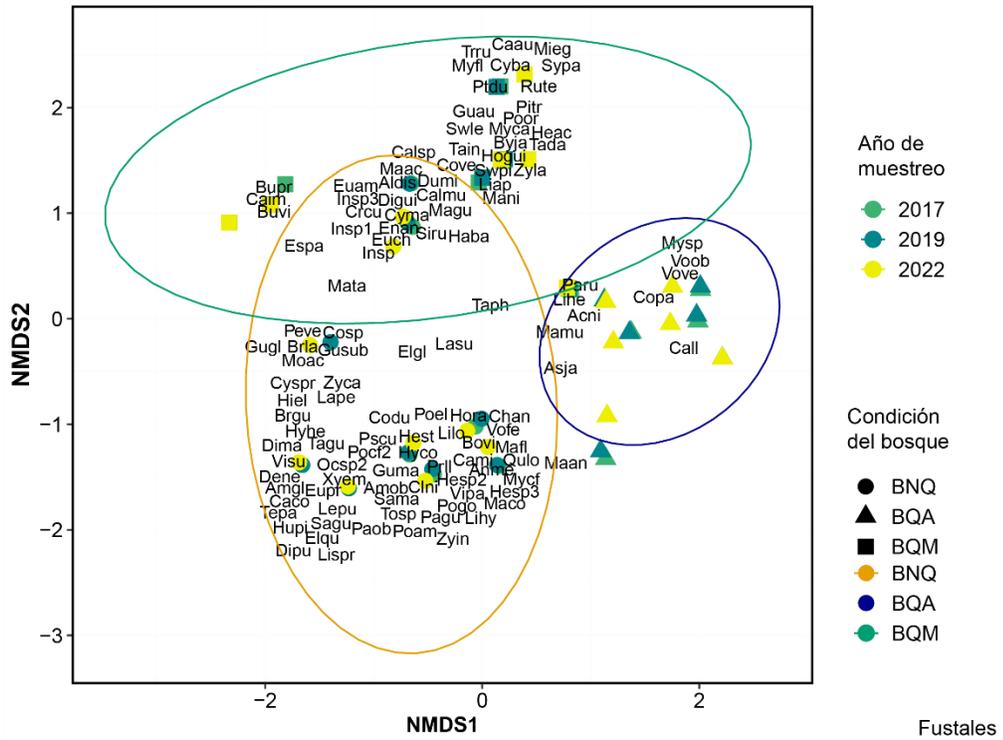


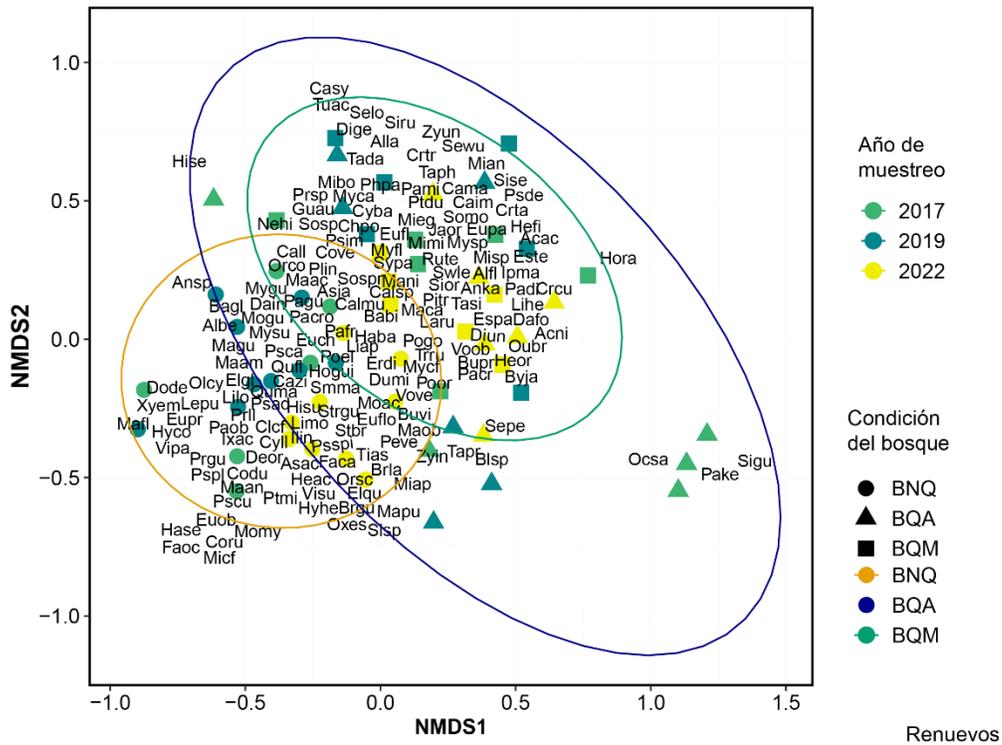
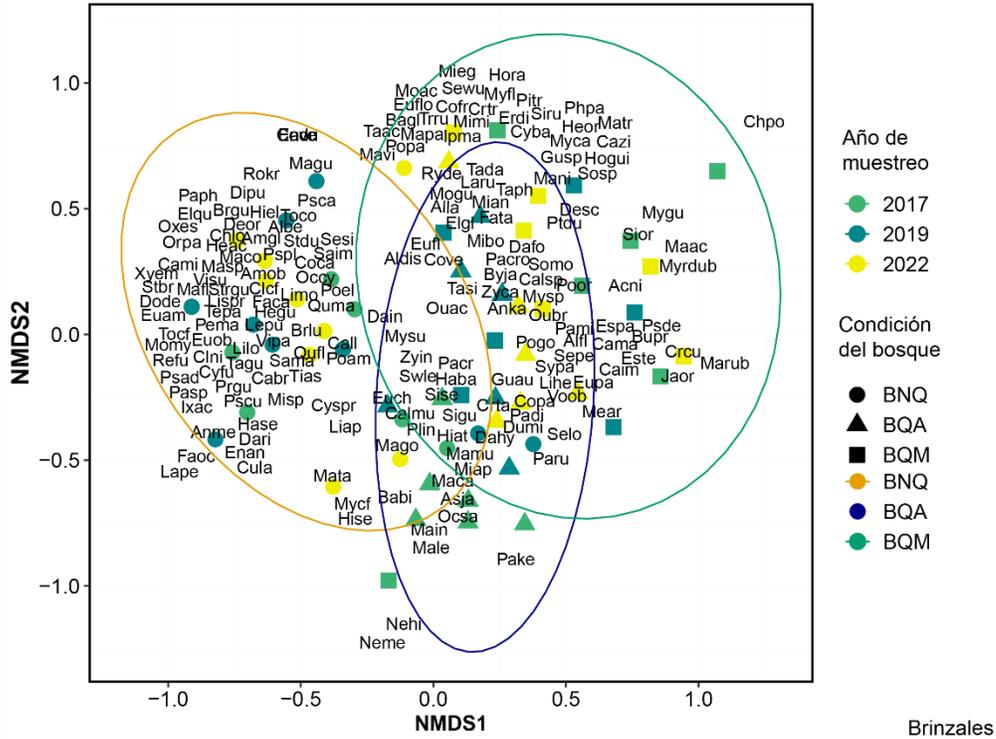
C



En donde A: son las curvas de los fustales, B de los latizales, C de los brinzales y D de los renuevos. Las curvas representadas en líneas solidas están basadas en el tamaño de la muestra, mientras que las líneas discontinuas son la extrapolación hasta el doble del tamaño de la muestra de referencia. Cada curva es una representación de la diversidad de especies de plantas en función de los números de Hill de orden $q = 0$ (panel izquierdo), $q = 1$ (panel central), y $q = 2$ (panel derecho). Los intervalos de confianza del 95% se representan en las regiones sombreadas de cada curva. Las muestras de referencia se indican con figuras sólidas.

Figura VI-3: Análisis no métrico multidimensional (NMDS) para cada clase de tamaño.





Análisis no métrico multidimensional (NMDS) que representar la similitud o disimilitud entre diferentes la composición de especies y su abundancia en un espacio multidimensional. En cada NMDS cada figura representa una especie y su posición relativa se basa en las

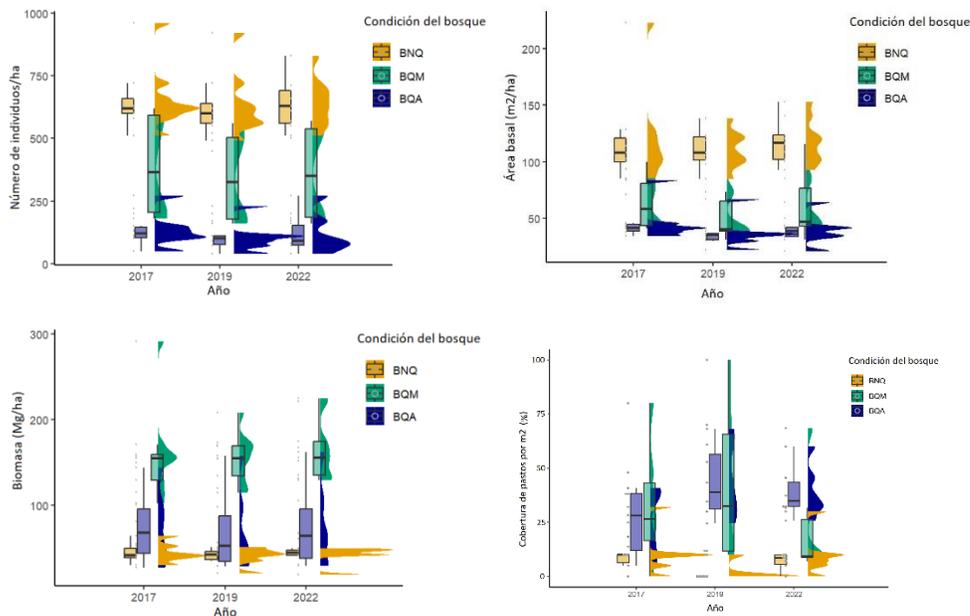
similitudes o diferencias entre ellas, es así como son más similares entre sí se agruparán más cerca en el espacio de representación. Las elipses representan los grupos de cada condición del bosque entre más diferente su composición, su ubicación es más alejada, mientras a mayor similitud se superponen.

6.4.2. Diferencias en la estructura de los combustibles vivos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad

- Estructura de los combustibles en la clase de adultos

En cuanto a la densidad de tallos con un DAP ≥ 10 cm, se encontró un mayor número de individuos vivos en los bosques no quemados, diferenciándose significativamente de los bosques quemados ($p < 0.0001$). El fuego ocasionó una reducción significativa en el número de tallos, especialmente en los bosques quemados de alta severidad e intensidad (BNQ= 641 ind/ha, BQM=362 ind/ha, BQA=120 ind/ha). Esta reducción de tallos implica una pérdida de cobertura del dosel de más del 40% en BQM y de más del 80% en BQA en relación con los bosques no quemados. Los valores de los estimadores del modelo se detallan en el **Anexo C Tabla 8-27**. La reducción de tallos en los bosques quemados conlleva a una reducción de la biomasa ($p < 0.0001$), la cual no difiere significativamente entre BQM y BQA, pero sí con BQN (BNQ= 113.92 m²/ha, BQM= 55.55 m²/ha, BQA=39.58 m²/ha); así como a una reducción en los valores de biomasa aérea que siguen la misma tendencia del área basal (BNQ= 155.9 Mg/ha, BQM=61.89 Mg/ha, BQA=40.16 Mg/ha). Los valores de los estimadores de cada modelo se detallan en el **Anexo C Tabla 8-27, Tabla 8-27 y Tabla 8-28**.

Figura VI-4: Variación en la densidad de tallos, área basal, biomasa y cobertura de pastos entre las diferentes condiciones del bosque



- Estructura de los combustibles en las clases de regeneración natural

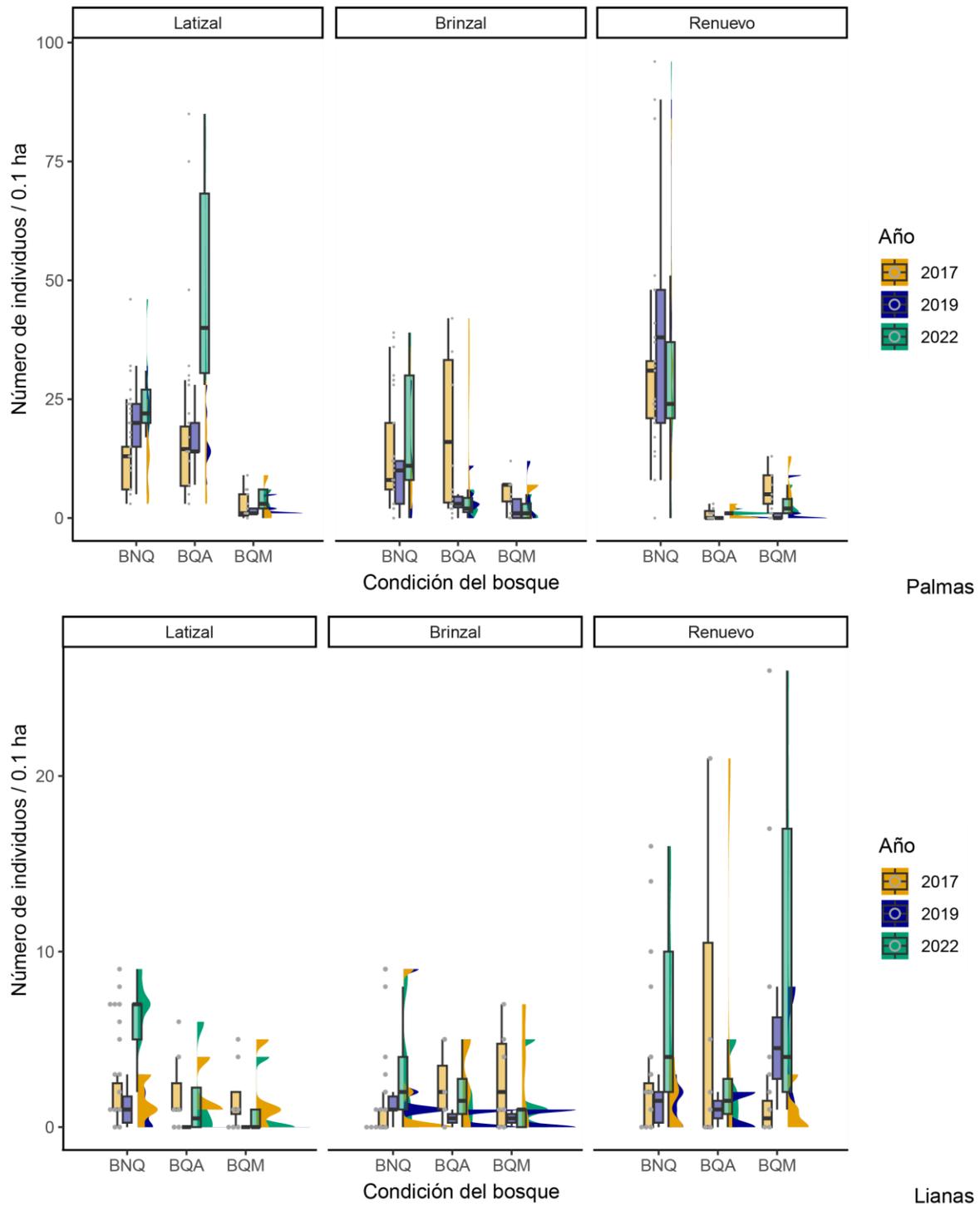
La densidad de tallos de especies del hábito arbóreo varía significativamente según la condición del bosque (BNQ= 55 ind/0.1 ha, BQM=41 ind/0.1 ha, BQA=13 ind/0.1 ha). Se observó un aumento significativo en el año 2022 (2017= 23 ind/0.1 ha, 2019= 24 ind/0.1 ha y 2022= 52 ind/0.1 ha), y esta densidad es mayor en la clase de tamaño de renuevos (38 ind/0.1 ha), en comparación con los latizales (31 ind/0.1 ha) y brinzales (24 ind/0.1 ha), cuyos valores también difieren significativamente entre sí. Referente a la densidad de arbustos no hay diferencias entre los tipos de bosque, pero si entre los años y las clases de tamaño. Es así como es significativamente mayor la densidad a partir del año 2019 (2017= 12 ind/0.1 ha, 2019= 12 ind/0.1 ha y 2022= 6 ind/0.1 ha).

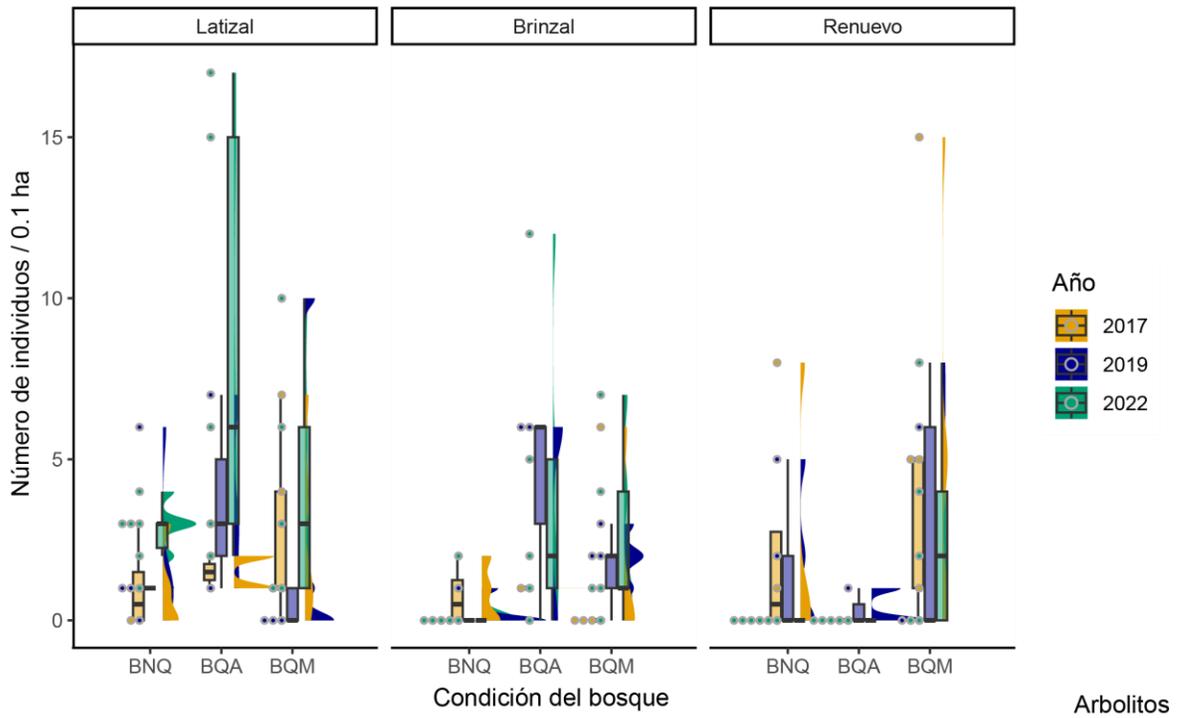
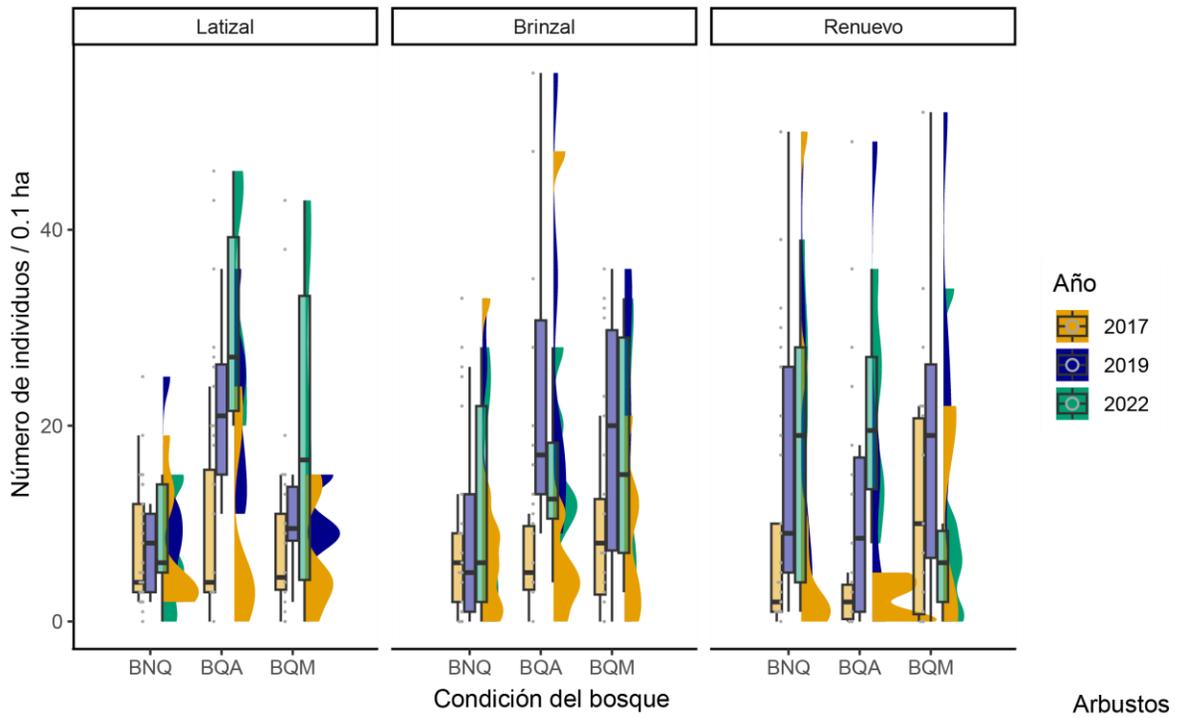
Con relación a la densidad de tallos de lianas, se observó una densidad significativamente mayor de estos individuos en la clase de renuevos en los bosques quemados de alta severidad e intensidad desde el año 2017 (6 ind/0.1 ha). En el año 2019, la densidad de lianas aumentó en los bosques quemados de moderada severidad e intensidad (4 ind/u.m).

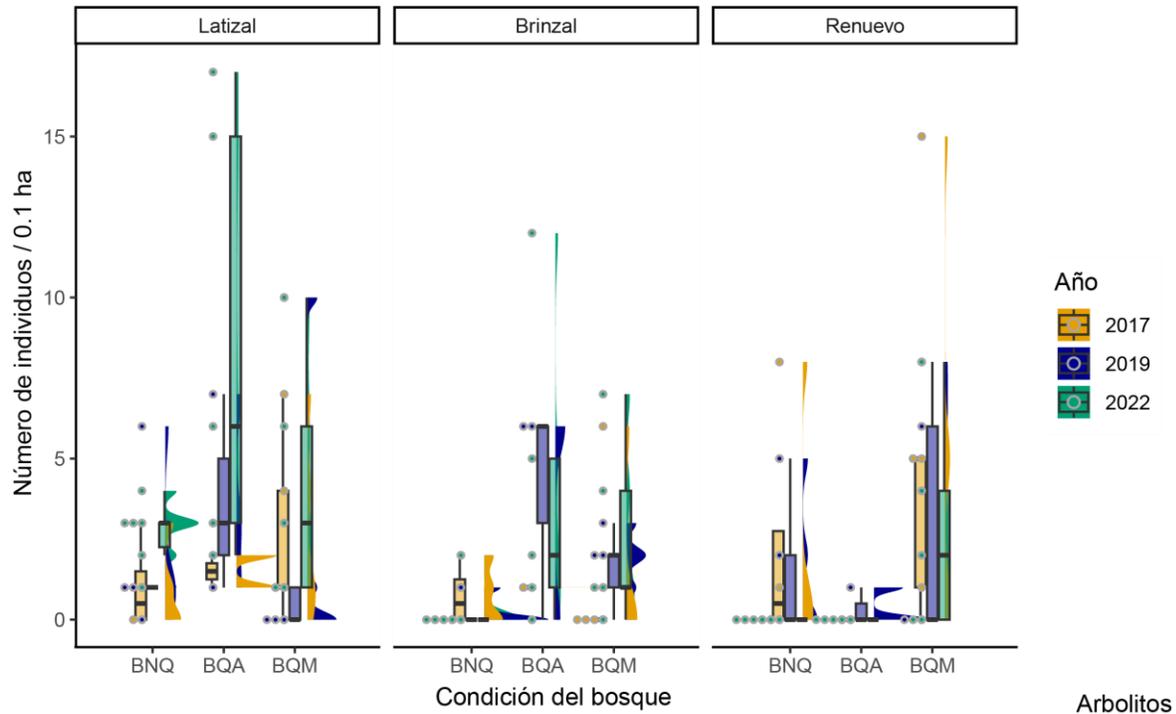
Para el año 2022, no se encontraron diferencias significativas en la densidad de tallos de lianas entre las tres condiciones del bosque (BNQ= 5 ind/0.1 ha, BQM= 8 ind/0.1 ha, BQA= 6 ind/0.1 ha). En el caso de las trepadoras es mayor la densidad en los bosques quemados de moderada severidad e intensidad, y no difieren los valores entre BQN y BQA; por otro lado, es mayor la densidad de trepadoras en el año 2022.

Finalmente, en cuanto a las palmas, se encontró una densidad significativamente mayor de individuos en los bosques no quemados (BNQ= 19 ind/0.1 ha), mientras que no hubo diferencias significativas en los valores entre los bosques quemados (BQM= 4 ind/0.1 ha, BQA= 3 ind/0.1 ha). No se encontraron diferencias significativas en la densidad de tallos de arbolitos y arbustos entre los tipos de bosque, clases de tamaño o años de medición. Los resultados de los modelos se detallan en el **Anexo C Tabla 8-27**.

Figura VI-5: Variación en la densidad de tallos de cada habito entre las diferentes condiciones del bosque según cada año de muestreo.







- Estructura de los combustibles herbáceos (POACEAE)

Dos años posterior al incendio, es decir en el año 2017, la cobertura de pastos era mayor en los bosques quemados, los cuales no diferían entre si (BQM = 26.82%/m² BQA= 24.32%/m²). Sin embargo, a partir del año 2019, se registró una cobertura de combustibles herbáceos significativamente mayor en los bosques quemados de alta severidad e intensidad, en comparación con las otras condiciones del bosque (BQN=1.43%/m², BQM = 35.35 %/m² BQA= 42.32%/m²). En el año 2022 (7 años posteriores al incendio), se evidencio una disminución de la cobertura de pastos en los bosques quemados en comparación con los años anteriores. Cabe recalcar que esta disminución solo fue significativa para los bosques quemados de alta severidad e intensidad, alcanzando valores que no diferían significativamente con los bosques no quemados (BQN=8.86%/m², BQM = 18.57 %/m² BQA= 37.78%/m²). Los resultados del modelo se detallan en el **Anexo C Tabla 8-28**.

- **Diferencias en las cargas de combustible de detritos leñosos en bosques no quemados y quemados de diferente severidad e intensidad**
- **Volumen del combustible de detritos leñosos**

Se encontraron diferencias significativas del volumen total de detritos leñosos en las interacciones de los factores fijos correspondientes a las condiciones del bosque y la fecha de medición (**Tabla 8-29** y **Tabla 8-30**). Los bosques quemados presentaron el mayor volumen en el año 2022 y no difirieron significativamente entre sí, en esta fecha (BQM=51.08 Ton/ha y BQA=61.35 Ton/ha). Los menores volúmenes de detritos leñosos se registraron en los bosques no quemados siendo significativamente menores en el año 2022 (2017= 8.92 Ton/ha, 2019= 11.83 Ton/ha y 2022=5.83 Ton/ha). No se evidenciaron diferencias significativas en la carga total entre las tres condiciones del bosque en los años 2017 y 2019 (BQM₂₀₁₇ = 28.05 Ton/Ha y BQA₂₀₁₇= 19.91Ton/ha; BQM₂₀₁₉ = 28.64 Ton/Ha y BQA₂₀₁₉= 19.25 Ton/ha).

En el caso de los detritos leñosos finos de 1 hora, su volumen no supera valores de 0.82 Ton/Ha, y no se encontraron diferencias significativas en el volumen de esta clase entre las condiciones del bosque, el año de muestreo o la interacción entre estos factores. Con relación a los detritos leñosos gruesos, el volumen de detritos de la clase de 10 horas es significativamente mayor en los bosques quemados en comparación con el bosque no quemado, y aumenta progresivamente en el tiempo el volumen en todas las condiciones del bosque (BQN₂₀₁₇= 0.32 Ton/ha, BQM₂₀₁₇ = 0.89 Ton/Ha y BQA₂₀₁₇= 0.62 Ton/ha; BQN₂₀₁₉= 5.45 Ton/ha, BQM₂₀₁₉ = 4.6 Ton/Ha y BQA₂₀₁₉= 8.34 Ton/ha; BQN₂₀₂₂= 0.41 Ton/ha, BQM₂₀₂₂= 17.41 Ton/Ha y BQA₂₀₂₂= 28.52 Ton/ha).

En cuanto al volumen de los detritos de 100 horas solo son significativamente mayores los volúmenes en el bosque quemado de moderada severidad e intensidad en el año 2022 (4,63 Ton/ha) en comparación con las demás interacciones las cuales no difieren significativamente entre si y cuyos valores oscilan entre 0.62 Tn/ha y 2.03 Tn/ha.

Finalmente en el caso de los detritos de 1000 horas en condición sana, el mayor volumen se reporta en los bosques quemados de moderada severidad e intensidad y los menores valores en los bosques no quemados, siendo significativas las interacciones, también se encontró una disminución de los volúmenes de esta clase a medida que transcurre el tiempo (BQN₂₀₁₇= 1.18 Ton/ha, BQM₂₀₁₇ = 14.34 Ton/ha y BQA₂₀₁₇= 4.21 Ton/ha; BQN₂₀₁₉= 1.02 Ton/ha, BQM₂₀₁₉ = 9.52 Ton/ha y BQA₂₀₁₉= 2.59 Ton/ha; BQN₂₀₂₂= 0.64 Ton/ha, BQM₂₀₂₂= 8.9 Ton/ha y BQA₂₀₂₂= 1.75 Ton/ha). El volumen de los detritos podridos de 1000 horas es significativamente menor en los bosques no quemados y quemados de moderada severidad e intensidad en el año 2017, así como en los bosques quemados de alta severidad en el año 2019, sin diferir entre si estas tres interacciones (BQN₂₀₁₇= 0.01 Ton/ha, BQM₂₀₁₇ < 0.01 Ton/ha y BQA₂₀₁₇= 0.17 Ton/ha; BQN₂₀₁₉= 0.11Ton/ha, BQM₂₀₁₉ = 0.08 Ton/ha y BQA₂₀₁₉<0.01 Ton/ha; BQN₂₀₂₂= 0.06 Ton/ha, BQM₂₀₂₂= 0.13 Ton/ha y BQA₂₀₂₂= 0.30 Ton/ha).

- **Porcentaje de humedad del combustible de detritos leñosos**

Los modelos evidencian diferencias significativas en el porcentaje de humedad de los detritos leñosos para cada clase, dependiendo de la interacción entre la condición del bosque y el año de muestreo (**Anexo C Tabla 8-32**).

En los bosques no quemados y quemados que analizamos, se reflejó un aumento progresivo del contenido de humedad de las piezas con el paso del tiempo. Sin embargo, es menor la humedad de las piezas en los bosques quemados, los cuales antes del 2019 registraron valores menores al 15% en las clases de 10 horas y 1000 horas. Siete años después del incendio los combustibles van ganado humedad, y las clases de 1 hora y 1000 horas registran valores superiores al 30% pero menores al 60% (**Anexo C Tabla 8-32**).

Con relación al contenido de humedad de cada clase de combustible, en la clase de tamaño de 1 hora, se encontró que la humedad es mayor en los bosques no quemados (50.43%), y se registró un contenido de humedad significativamente menor en los bosques

quemados (BQM=25.82% y BQA=21.83%), los cuales no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre sí.

En la clase de detritos de 10 horas, no se encontraron diferencias significativas en el contenido de humedad de las piezas entre las tres condiciones del bosque, oscilando los porcentajes de humedad entre el 29.31% y 40.19%. Para la clase de 100 horas, se encontraron diferencias en los bosques quemados de moderada severidad e intensidad, quienes tienen un mayor porcentaje de humedad (93.76%), en comparación con los bosques no quemados (63.07%) y quemados de alta severidad e intensidad (55.29%).

Finalmente, en cuanto al porcentaje de humedad de las piezas de 1000 horas, no se registraron diferencias significativas en las piezas sanas entre los tipos de bosque, las cuales presentaron valores de 52.51% a 76.54%; por el contrario, en las piezas podridas, siguen el patrón de la clase de 100 horas, en donde es mayor el contenido de humedad en los bosques quemados de moderada severidad e intensidad (> 100%), en comparación con los otros bosques (BNQ= 64.28% y BQA=44.99%).

- **Porosidad del combustible de detritos leñosos**

En cuanto a la porosidad, se observó que los detritos de la clase de 10 horas presentaban la mayor porosidad, seguidos por los de la clase de 100 horas, 1000 horas y 1 hora, respectivamente. No se identificaron patrones claros de porosidad entre los tipos de bosque, ya que se registró una amplia variabilidad. En los bosques no quemados, los detritos de la clase de 10 horas mostraron una mayor porosidad y difirieron significativamente de los bosques quemados. Por otro lado, en los bosques quemados se observaron valores significativamente más altos de porosidad en las piezas de 1000 horas en estado de descomposición, pero no se encontraron diferencias entre los bosques en la misma clase de piezas en buen estado (**Anexo C Tabla 8-31**).

Específicamente los detritos pertenecientes a la clase de 1 hora, en el año 2017 presentaban valores de porosidad más altos, pero no se observaron diferencias significativas entre las condiciones del bosque (BNQ= 391.17, BQM=227.18 y BQA=316.76). Se encontró una menor porosidad de los detritos de esta clase en los bosques quemados durante el muestreo del año 2022 (BQM=38.26 y BQA=44.90), y estos valores difirieron significativamente de los obtenidos en otros años y condiciones del bosque.

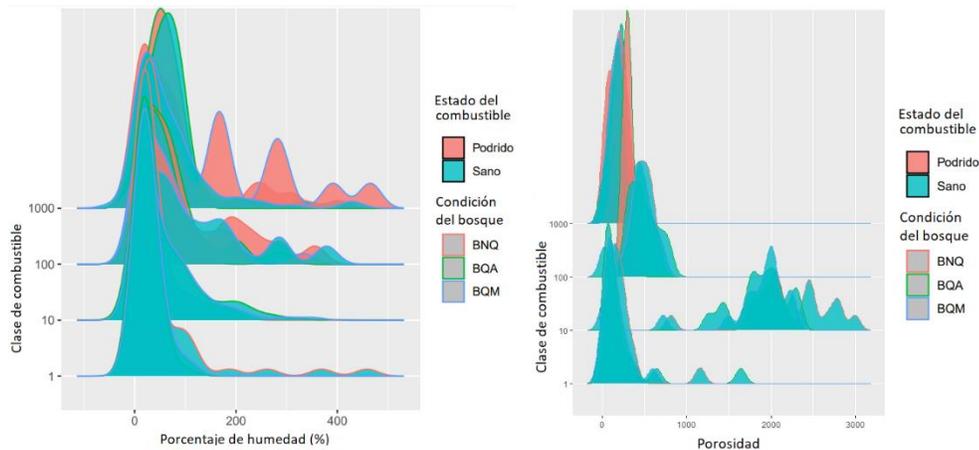
Con relación a la porosidad de los detritos de la clase de 10 horas, se observó que los bosques no quemados presentaban una mayor porosidad (BQN=2193.07), la cual difirió significativamente de los bosques quemados, cuyos valores no mostraron una diferencia significativa entre sí (BQM=1595.17 y BQA=1845.67). Además, se encontró que los valores de porosidad fueron más bajos en el año 2022, (1614.34) mientras que no se observaron diferencias significativas entre los años 2017 (1997.61) y 2019 (1614.34).

Los detritos de clase 100 horas exhibieron una porosidad significativamente mayor en los bosques quemados de alta severidad e intensidad en el año 2017 (581.98), en comparación con las demás combinaciones de año de muestreo y condición del bosque. Por otro lado, se registraron los valores más bajos de porosidad en el año 2022 (BQN=422.89, BQM=218.5 y BQA=391.58).

En cuanto a los detritos de la clase de 1000 horas en estado podrido, se observó que no había diferencias significativas en la porosidad de este material entre los bosques quemados, los cuales presentaron valores significativamente más altos que los bosques no quemados (BQN=125.45, BQM=225.57 y BQA=191.85). Asimismo, se encontró que los detritos fueron significativamente menos porosos en el año 2017 (147.70) en comparación con los años 2019 (186.08) y 2022 (197.52), los cuales no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre sí. Con relación a los detritos de la misma clase, pero en estado sano, no se observaron diferencias significativas entre las condiciones del

bosque (BNQ=147.15, BQM=145.34 y BQA=149.69), pero sí se encontraron diferencias significativas entre los años de muestreo (2017=92.68, 2019=199.85 y 2022=172.85).

Figura VI-6: Variación en la porosidad y humedad de los combustibles leñosos.



6.5. Discusión

6.5.1. El fuego aumenta la cobertura de combustibles finos asociados a gramíneas en los bosques

Los hallazgos de este análisis multitemporal revelan el notable impacto que los incendios tienen en la composición y estructura de los combustibles vivos y muertos en los bosques inundables neotropicales de la Orinoquia. Se encontró que el impacto es más pronunciado en los casos de incendios de alta severidad e intensidad, lo cual se traduce en una mayor mortalidad de individuos con un DAP ≥ 10 cm. Esto a su vez se refleja en una disminución significativa del área basal y una pérdida significativa de biomasa en estos bosques quemados.

Siete años después del incendio, no se observa un reclutamiento significativo de individuos con un DAP ≥ 10 cm en los bosques afectados por fuego, lo que indica una falta de recuperación sustancial en términos de área basal, biomasa y por ende cobertura del dosel. Esta simplificación estructural se da también en otros estratos de la vegetación, es así como siete años después del incendio se mantiene una reducción significativamente la densidad de tallos de especies de hábito arbóreo y palmas. Este patrón coincide con lo reportado para otros bosques húmedos tropicales como los de la Amazonía, en donde el fuego genera un colapso de la fitomasa como resultado del adelgazamiento severo del dosel superior, desencadenando cambios en la composición de especies favoreciendo la proliferación de especies pioneras (Barlow & Peres, 2008; Nepstad et al., 2007; Pinard et al., 2016).

Estos hallazgos podrían ayudar a explicar el aumento significativo en la cobertura y riqueza de especies de pastos en los bosques quemados de alta severidad e intensidad, dado que se ha mostrado que la cubierta de dosel es la variable de predicción más importante de los patrones espaciales de establecimiento de pastos en el bosque (Peeler & Smithwick, 2018). Siendo nuestros resultados consistentes con la dinámica observada en otros ecosistemas tropicales, como los bosques amazónicos, donde el fuego ha favorecido el establecimiento de pastos debido a la reducción en la cobertura del dosel (Silvério et al., 2013).

Aunque no encontramos diferencias en la riqueza de pastos entre los bosques quemados de moderada severidad e intensidad y los bosques no quemados, sí observamos un incremento significativo de hasta el 35% en la cobertura de pastos en el bosque quemado de moderada severidad (BQM) y 45% en bosques quemados de alta severidad (BQA). Este aumento en la cobertura de pastos puede estar relacionado con la reducción del más del 40% en la cobertura del dosel en BQM. Se ha propuesto para ecosistemas del norte global, que una pérdida del 30% de la cobertura del dosel causada por el fuego, puede constituir un umbral ecológico o punto de quiebre que genera las condiciones propicias para la expansión de pastos en el bosque (Tortorelli et al., 2020). Aunque no se ha establecido un umbral específico para los trópicos, se ha documentado una relación inversa entre el índice de área foliar (LAI) de la copa de los árboles y la probabilidad de

establecimiento de pastos en los bosques amazónicos (Silvério et al., 2013). Además, en las transiciones de bosques a sabanas en África, se ha observado que comunidades de pastos menos inflamables están asociadas a valores más altos de LAI (Cardoso et al., 2018).

El incremento de la cobertura de pastos en los bosques quemados podría ser un factor que contribuye a la disminución en la riqueza y densidad de especies arbóreas. Aunque el análisis de especies indicadoras muestra cambios en la composición de especies a lo largo del tiempo y se observa un dominio gradual de algunas especies arbóreas en las clases de regeneración, a medida que la cobertura de pastos aumenta con el tiempo, se observa una reducción significativa en la riqueza y densidad de especies arbóreas, especialmente en los bosques quemados de alta severidad e intensidad.

Lo anterior puede deberse a que la fácil colonización de pastos después de un incendio debido a condiciones de sitio favorables para su establecimiento puede suprimir las Latizales de árboles (Brooks et al., 2004). Los efectos competitivos entre los pastos y las Latizales arbóreas pueden agravarse en las condiciones posteriores al incendio, ya que se ha observado que los incendios aumentan los déficits anuales de humedad en las áreas afectadas generando condiciones de estrés por desecación desfavorables para la vegetación (Stevens-Rumann et al., 2018). En estas nuevas condiciones, los pastos tienden a ser más tolerantes que las Latizales de árboles en el proceso de regeneración dado que tienen estrategias para evitar o resistir la sequía (Flory et al., 2015; Welles & Funk, 2021).

Un hallazgo interesante está asociado a que siete años posteriores al incendio aún se mantiene el patrón de aumento en la riqueza y cobertura de pastos en los bosques quemados de alta severidad e intensidad. Si bien la mayoría de los estudios de invasiones de pastos en bosques han tenido una duración limitada (Flory et al., 2017), en otros estudios que consideran periodos similares de tiempo de análisis al nuestro, se han encontrado patrones variables. Por un lado, se ha evidenciado que la invasión de pastos en el bosque inmediatamente después del fuego es abundante y suprime las especies nativas, pero con el tiempo (8 años después) el pasto invasor disminuye y se establecen

en la comunidad especies arbóreas, mostrando que el efecto de los pastos puede ser temporal (Flory et al., 2017). Por otro lado, se ha reportado que la invasión de pastos persiste en los bosques quemados 10 años después del incendio (Silvério et al., 2013), lo cual coincide con nuestros hallazgos, respaldando la hipótesis global de que cambios en los regímenes del fuego tiene la capacidad de degradar los bosques promoviendo su reemplazo por vegetación dominada por pastos (Veldman & Putz, 2011). Sin em

Finalmente, con relación a las implicaciones que tiene para la gestión de incendios forestales, el aumento de la cobertura de pastos en las áreas quemadas representa una preocupación. Esto se debe a que la presencia de pastos crea un ciclo de retroalimentación positiva con los incendios, conocido comúnmente como "ciclos de pasto-fuego" (Brooks et al., 2044). En el ciclo pasto -fuego, los pastos actúan como combustibles finos que facilitan la propagación de incendios más grandes y frecuentes (Kerns et al., 2020; Tortorelli et al., 2023), dado que su continuidad horizontal favorece la propagación del fuego y además tienen rasgos que favorecen inflamabilidad del sistema en comparación con otros hábitos de la vegetación (Brooks et al., 2004).

6.5.2. El fuego aumenta la carga total de combustibles leñosos en los bosques

Nuestros hallazgos revelan las implicaciones a mediano plazo de los incendios forestales en la acumulación de carga de combustible en los bosques inundables quemados de la región de la Orinoquia. Nuestro estudio demuestra que, independientemente de la gravedad e intensidad del fuego, los bosques quemados presentan un volumen de combustibles leñosos hasta tres veces mayor que los bosques no afectados, incluso siete años después del incendio. Además, observamos que esta acumulación de combustibles aumenta con el paso del tiempo. La tendencia de aumento progresivo de los combustibles leñosos en la superficie después de un incendio ha sido documentada en otros bosques perturbados. Esta acumulación prolongada a lo largo del tiempo se debe a incrementos en

la mortalidad de individuos tras la perturbación, debido a sequias o la actividad de escarabajos descortezadores (Hicke et al., 2012; Reed et al., 2023).

Se ha reportado alta variabilidad en las estimaciones de cargas de combustible entre diferentes biomas, es así como para ecosistemas boscosos, se han identificado valores de carga total promedio de 126 ± 77 Mg/ha para bosques tropicales (aclarando que el 90% de datos provienen de bosques amazónicos), 58 ± 72 Mg/ha en bosques templados y 35 ± 24 en bosques boreales (Van Leeuwen et al., 2014). En nuestro estudio, los valores de carga total de combustible registrados en los bosques húmedos e inundables son inferiores a los valores encontrados en los bosques secos no inundables de transición en el sureste amazónico.

Registramos un promedio de 8.51 Mg/ha de carga total de combustible en los bosques no quemados, mientras que en bosques quemados de moderada severidad e intensidad un promedio de 28.65 Mg/ha y en bosques quemados de moderada severidad e intensidad un promedio de 34.49 Mg/ha. En relación con la variabilidad temporal en el año 2017 se registraron un promedio de 17.08 Mg/ha de carga total de combustible mientras que en el 2022 el valor promedio era de 26.34 Mg/ha. Mientras que en los bosques secos del amazonas no quemados se han reportado cargas totales de 51.3 Mg/ha, en los bosques sometidos a una quema prescrita se registran cargas de 26.5 Mg/ha, y en el caso de los bosques con dos quemas prescritas, la carga es de 26.5 Mg/ha (Balch et al., 2008). En comparación con otros ecosistemas, las cargas de combustible que registramos se asemejan a valores registrados en bosques latifoliados húmedos de Centroamérica, en donde la carga total oscila entre 3.82 Mg/ha y 36.90 Mg/ha, donde bosques no quemados tienen una carga promedio de 11.11 Mg/ha (Peláez et al., 2020).

Si bien la cuantificación de las cargas de combustible en la superficie es crucial para comprender el comportamiento del fuego y sus posibles efectos en los bosques (Parks et al., 2016), son pocos los estudios que se centran en cuantificar las cargas de combustible superficial posteriores al incendio (Lydersen et al., 2015; Nelson et al., 2016). Razón por

la cual, son limitados los valores de comparación de cargas de combustible en ecosistemas tropicales afectados por fuego. Sin embargo, las cronosecuencias en otros ecosistemas indican que el aumento de la carga de combustible en bosques quemados aumenta el riesgo de incendios posteriores.

En bosques de *Pinus douglasiana* en México, después de ocho años del incendio, se observó una carga promedio de combustible fino de 28.2 Mg/ha, que aumentó a 66.0 Mg/ha y 61.5 Mg/ha después de 28 y 60 años respectivamente (Quintero-Gradilla et al., 2019). En bosques de pino en Yellowstone, las cargas totales de combustible variaron de 43.3 a 206.7 Mg/ha en diferentes áreas del paisaje (Nelson et al., 2016). Estos aumentos en las cargas de combustible aumentan el riesgo de incendios de alta severidad, ya que simulaciones del comportamiento del fuego bajo las mismas condiciones de clima y pendiente, muestran como el aumento en la carga aumenta la propagación del fuego y la longitud de la llama (Quintero-Gradilla et al., 2019); siendo una carga de 65 Mg/ha suficiente para generar fuegos de superficie de alta severidad en estos ecosistemas de pino (Sikkink & Keane, 2012).

Con relación a la clase de tamaño de los combustibles, se ha demostrado que estas inciden directamente en el comportamiento del fuego, por lo cual es importante esta distinción en el momento de cuantificar las cargas (Sullivan et al., 2018). En el área de estudio no registramos diferencias entre bosques quemados y no quemados en las cargas de combustible de 1 hora, las cuales no superan valores de 0.82 Mg/ha, coincidiendo con bosques amazónicos donde en bosques no quemados se han reportado los mismos valores (Balch et al., 2008).

Considerando las otras clases de combustible (10, 100 y 1000 horas), encontramos que la mayor contribución a la carga total de combustible leñosos varía según la severidad e intensidad del incendio. Es así como la mayor contribución a la carga en bosques quemados de alta intensidad y severidad está dada por la clase de 100 horas con un aumento progresivo y significativo que paso de 0.28 Mg/ha en 2017 a 28.52 Mg/ha en

2022. En bosques no inundables del Amazonas se ha reportado un promedio de 20.3 Mg/ha en bosques no quemados, y una disminución de este valor con quemas prescritas a 15 Mg/ha (Balch et al., 2008).

Por otro lado, en bosques quemados de moderada severidad y bosques no quemados, la mayor contribución a la carga total está dada por los detritos de clase de 1000 horas, la cual es mayor en los bosques quemados. En los bosques no quemados la carga de estos detritos no supera las 6 Mg/ha mientras que en bosques quemados oscila entre las 8 Mg/ha y las 15 Mg/ha. Estos valores son menores a los registrados en otros ecosistemas como los bosques húmedos Amazónicos de transición de baja diversidad, en donde se reportan valores de 30 Mg/ha que se reducen a 10 Mg/ha después de quemas prescritas.

Se evidenció un patrón que, aunque no es significativo estadísticamente refleja un aumento progresivo de la carga de detritos de 1000 horas en el bosque quemado de alta severidad e intensidad, pero disminuye en el bosque quemado de moderada severidad e intensidad. Otros estudios han reportado que cambios significativos en las cargas de combustible de 1000 horas pueden tardar décadas en hacerse evidentes debido a la mortalidad retardada o caída de árboles (Hicke et al., 2012). Aunque estudios que han cubierto cronosecuencias más largas comparando bosques de coníferas y deciduos, muestran un patrón general en forma de "U" en la variación temporal en las cargas de combustible leñoso grueso, siendo altas después de incendios de replazo de rodal, disminuyendo en etapas intermedias de la sucesión y aumentando de nuevo en rodales de viejo crecimiento (Harmon & Hua, 1991).

Los hallazgos asociados a las cargas y características de los detritos leñosos de esta investigación pueden dar luces sobre cómo podría ser el comportamiento de fuegos futuros. Es de esperarse que las cargas de los detritos finos de 1 hora, las cuales se caracterizan por consumirse rápidamente (Sullivan et al., 2018), no sean significativas en el comportamiento del fuego. Sin embargo, el aumento de cargas de detritos de 100 horas y 1000 horas en bosques quemados puede acervar el comportamiento de fuegos futuros. Lo anterior considerando que se reportado en ensayos de quemas en bosques tropicales,

como un aumento en la carga de detritos de 10 y 100 horas, aumentan el área quemada más de un 22% como para desencadenar una mayor mortalidad de individuos (Brando et al., 2016).

Adicionalmente, los contenidos de humedad en los combustibles leñosos de bosques quemados alcanzan valores que no superan el 15% en el 2017, sin embargo, este valor fue aumentando, reflejando una disminución del riesgo latente en estas áreas. Se ha reportado que la humedad del combustible muerto es un parámetro que tiene gran incidencia en comportamientos del fuego (Scott & Burgan, 2005), debido a que controla el éxito de las igniciones y la propagación (Brando et al., 2016; Ellis et al., 2022; Resco de Dios et al., 2015). Aunque son variables los valores de humedad de combustible que se reconocen como un umbral para la ocurrencia y propagación de incendios (Ellis et al., 2022), se ha propuesto que valores menores al 12% son riesgosos para bosques templados de hoja ancha y mixtos (Slijepcevic et al., 2015), y valores menores al 9.8% son riesgosos para bosques templados y boreales de latitudes altas (Wotton, 2009). Sin embargo, análisis globales basados en la tendencia de incendios, muestran que un valor por debajo de 10% de contenido de humedad del combustible para todos los biomas, es un punto que aumenta el riesgo de incendio significativamente. (Ellis et al., 2022) .

VII. Conclusiones

Cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería

Este estudio explora los efectos de la severidad del fuego en la diversidad funcional de los bosques húmedos neotropicales estacionalmente inundables. Nuestro estudio sugiere que el fuego reduce la diversidad funcional y taxonómica en las escalas espaciales α y β independientemente de la intensidad del fuego y puede modular las comunidades de plantas al filtrar especies con rasgos funcionales similares, lo que resulta en una homogeneización funcional. Además, los cambios funcionales observados pueden perdurar en el tiempo y generar efectos en cascada que afectarían las trayectorias de recuperación de los bosques, las funciones de los ecosistemas y finalmente la resiliencia de los bosques.

Variabilidad en rasgos funcionales de especies forestales que se encuentran en zonas afectadas y no afectadas por incendios

Esta investigación amplía el conocimiento sobre los cambios funcionales diferentes severidades e intensidades del fuego en los bosques inundables de tierras bajas. Los resultados comprueban que el fuego impulsa el filtrado de especies con rasgos particulares que les permiten la supervivencia, como lo son un mayor grosor de la corteza. También se evidencio, que este filtrado modifica la composición funcional entre bosques quemados y no quemados, sugiriendo que los bosques quemados de alta severidad e intensidad desarrollan compensaciones a nivel de rasgos foliares, invirtiendo en estructuras más resistentes que potencialmente les pueden conferir una ventaja ante condiciones de estrés pero que podrían afectar su rendimiento fotosintético.

A nivel intraespecífico, se observó una variabilidad significativa entre ambientes contrastantes, en los rasgos relacionados con la economía foliar del "Saladillo rojo" (*Caraipa llanorum*), especie indicadora de bosques quemados de alta severidad e intensidad. Esto indica que esta especie exhibe plasticidad ecológica al combinar dos estrategias ecológicas: una estrategia adquisitiva en bosques no quemados y una estrategia conservativa en bosques quemados de alta intensidad y severidad, así como en sabanas arboladas propensas al fuego. Es importante destacar que los cambios inducidos por la vegetación en los rasgos morfológicos y anatómicos de las hojas desempeñan un papel crucial en la variabilidad intraespecífica, y la capacidad de variación en los rasgos foliares del "Saladillo rojo" puede influir en su persistencia y tolerancia al fuego.

Tipos de combustible y diferencias en la acumulación de cargas de combustible

Los incendios forestales tienen un impacto significativo en la composición y estructura de los combustibles vivos y muertos en los bosques inundables de la Orinoquia. La alta severidad e intensidad de los incendios resultan en una mayor mortalidad de árboles, lo que conduce a cambios en la estructura del bosque, como la disminución significativa del área basal y la densidad de tallos de todos los hábitos. Estos cambios tienen efectos en cascada sobre los combustibles, lo que resulta en una acumulación significativa de carga de combustible, tanto de pastos como de material leñoso muerto, que puede llegar a ser hasta tres veces mayor que en los bosques no afectados por el fuego. Esta acumulación de combustibles aumenta con el tiempo y plantea un mayor riesgo de incendios de alta severidad en el futuro. Estos hallazgos son cruciales para comprender y predecir el comportamiento del fuego en la región, así como para informar las decisiones de manejo y la implementación de estrategias de gestión de combustibles destinadas a mitigar el riesgo de incendios forestales.

7.1. Recomendaciones

- Nuestra investigación sobre los cambios funcionales se centró en los árboles y no consideró otros tipos de vegetación.; por lo tanto, queda por estudiar la contribución de los arbustos, palmas, enredaderas y otros hábitos a la resiliencia de los bosques quemados.
- Nuestros resultados e interpretaciones pueden haber sido influenciados por tres situaciones: la selección de rasgos enfocada en algunas dimensiones de la respuesta al fuego, algunos valores de rasgos tomados de una base de datos global y la imputación de rasgos para especies con datos faltantes. En el futuro, con más trabajo de campo, se espera que se evalúen otros rasgos funcionales de las especies de plantas para obtener una comprensión más detallada de los síndromes de respuesta al fuego y los efectos que tiene la variabilidad de rasgos en los procesos del ecosistema.
- Los resultados obtenidos hasta ahora subrayan la necesidad de seguir monitoreando estas áreas de manera continua. Para lograr esto, se sugiere implementar un enfoque de monitoreo comunitario y participativo, que permita generar información permanente y actualizada sobre las dinámicas de cambio de los combustibles. Esta información será fundamental para tomar decisiones de manejo informadas, teniendo en cuenta la evolución de las cargas de combustible a lo largo del tiempo. Además, fomentar la participación de las comunidades locales en el monitoreo no solo fortalecerá la generación de datos, sino que también promoverá la conciencia y la responsabilidad compartida en la conservación y gestión de estos bosques.
- Finalmente, considero se deben ampliar las investigaciones en la interacción de perturbaciones y sus efectos sobre las cargas de combustible de estos bosques. También es recomendable ampliar las investigaciones en aras de identificar el umbral crítico de carga de combustible en estos bosques, donde existe un mayor riesgo de incendios. Esto se puede lograr mediante la realización de ensayos de

quema controlada para determinar qué niveles de carga de combustible aumentan significativamente la probabilidad y la severidad de los incendios. Además, es importante investigar cómo las cargas de combustible afectan los procesos de recuperación del bosque. Para ello, se pueden llevar a cabo ensayos de remoción de combustible para evaluar la regeneración y el establecimiento de nuevas latizales y especies arbóreas. Estas investigaciones proporcionarán información clave para el desarrollo de estrategias de manejo efectivas, como la implementación de medidas de reducción de carga de combustible y la promoción de la regeneración del bosque después de los incendios.

8.ANEXOS

8.1. Anexo A: Material suplementario del capítulo “Cambios post fuego en la composición, estructura y diversidad de bosques de galería”

Tabla 8-1: Rasgos y abundancia de especies de árboles y palmas por condición del bosque y clase de tamaño.

Donde: Donde: Perennifolio (Ev), caducifolio (D), semicaducifolio (S-D), anemocoria (Ane), autocoria (Au), hidrocoria (H), dispersión de peces (F), zoocoria terrestre (Zoo (T)) y zoocoria aérea (Zoo (A)). Información a nivel de género (*), información a nivel de familia (**), sin información (▪), valor máximo registrado (°), según información de género y características del fruto (°), Bosque quemado de alta severidad e intensidad (BQA), bosque quemado de moderada severidad e intensidad (BQM) y bosque no quemado (BNQ).

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
ANACARDIA CEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tagu	0.46	18	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	2	-	-	-
ANNONACEA E	<i>Duguetia sp1.</i>	Dusp	0.72*	11	NO	Ev	Zoo (T) °	-	-	1	-	-	-
	<i>Guatteria aff. metensis</i> R.E.Fr.	Gume	0.54	13	NO	Ev	H	-	-	2	-	-	-
	<i>Guatteria cf. stenopetala</i> R.E.Fr.	Gust	0.54	10	NO	Ev	H	1	-	-	-	-	-
	<i>Guatteria hirsuta</i> Ruiz and Pav.	Guhi	0.56	14	NO	D	Zoo (T)	-	-	2	-	-	-
	<i>Guatteria maypurensis</i> Kunth	Guma	0.54	15	NO	S-D	H	1	-	2	-	-	-
	<i>Pseudoxandra sp.</i>	Pssp	0.37*	14	NO*	Ev*	H°	-	-	5	-	-	-
APOCYNACEA AE	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Xyem	0.59	17	SI	Ev	H	-	-	11	1	-	45
	<i>Himatanthus attenuatus</i> (Benth.) Woodson	Hiat	0.51	10	NO	S-D	H	1	-	-	39	3	-

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
	<i>Lacmellea utilis</i> (Arn.) Markgr.	Laut	0.49	15	NO•	Ev	Zoo (T)*	-	-	-	-	29	-
	<i>Malouetia sp1.</i>	Masp1	0.63*	16	SI	D	H ^o	-	-	1	-	-	-
	<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A.DC.	Mata	0.53	15	NO	S-D	H	-	-	2	-	-	-
	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	0.5	17	NO	S-D	Au	-	-	11	-	-	-
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex cf. cardonae</i> Steyerm.	Ilca	0.79	13	SI	D	Zoo (T)	-	-	1	-	-	-
	<i>Ilex sp.1</i>	Ilsp1	0.56*	10*	NO•	D*	Zoo (T) ^o	-	-	-	63	-	-
	<i>Ilex sp.2</i>	Ilsp2	0.56*	10*	NO•	D*	Zoo (T) ^o	-	-	-	43	-	-
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	0.5	12	NO	Ev	F	5	6	26	464	30	226
	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr	0.39	17	NO	Ev	H	-	-	2	-	-	-
	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	0.48	9	NO	Ev	H	5	-	6	174	-	311
	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	0.56	17	NO	Ev	Au	-	-	4	-	-	20
	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	Oeba	0.68	14	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	17	-	-	77
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	0.7	14	SI	D	Ane	16	2	8	60	2	5
	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose	Hach	0.7	6.5	SI	D	Ane	-	1	-	-	-	-
	<i>Tabebuia cf. insignis</i> (Miq.) Sandwith	Tain	0.526	6	SI	D	Ane	-	1	-	-	-	-
BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	0.671	15	SI	S-DD	Zoo (A)	-	-	20	-	-	-
	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	Prqui	0.711	20*	NO•	Ev*	Zoo (T)*	-	-	-	-	-	20
	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Tepa	0.717	9	NO	Ev	Zoo (T)	-	-	2	-	-	14
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cabr	0.659	18	NO	D	Zoo (A)	-	-	2	-	-	-
	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	0.606	17	SI	D	Au	103	7	35	78	-	15
	<i>Caraipa heterocarpa</i> Ducke	Cahe	0.648	16	NO	Ev	Zoo (T)	-	-	2	-	-	-
CARYOCARACEAE	<i>Caryocar cf. microcarpum</i> Ducke	Cami	0.66	18	SI	S-DD	F	-	-	14	-	-	-
CELASTRACEAE	<i>Maytenus sp.</i>	Maysp	0.69*	4	NO*	Ev*	Zoo (T) ^o	1	-	-	-	-	-
	<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzsch ex Reissek.	Maguy	0.63	16	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	1	-	-	-

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
CHRYSOBALANACEAE	<i>Chrysobalanaceae sp.1</i>	Chsp	0.781*	13	SI	Ev*	Zoo (T) °	-	3	-	-	-	-
	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. and Zucc.) Benth. ex Hook. f.	Copa	0.85	12	SI	S-DD	Zoo (T)	8	7	-	7	3	-
	<i>Couepia sp1.</i>	Cosp	0.79*	11	NO	Ev*	Zoo (T) °	-	-	1	-	-	-
	<i>Couepia subcordata</i> Benth.	Cosu	0.79*	20	NO*	Ev	Zoo (T)	-	-	-	4	6	-
	<i>Hirtella triandra</i> Sw.	Hitr	0.619	15	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	4	-	-	-
	<i>Licania apetala var. aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	0.76	13	NO	D	F	-	2	-	-	-	-
	<i>Licania cf. octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	Lioc	0.81	12	NO	Ev	F	-	-	1	-	-	-
	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	0.59	15	SI	Ev	F	44	2	-	35	-	-
	<i>Licania heteromorpha var. glabra</i> (Mart. ex Hook.f.) Prance	Liheg	0.59	17	SI	Ev	F	2	7	7	-	-	-
	<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	Lihy	0.86	15	SI	Ev	F	-	-	20	-	-	-
	<i>Licania licaniiflora</i> (Sagot) S.F.Blake	Lili	0.67	11	NO	Ev	F	-	-	1	-	-	-
	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	0.62	16	SI	Ev	F	-	-	15	-	-	-
	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	0.636	16	SI	Ev	F	10	-	12	-	-	-
	<i>Licania sp8.</i>	Lisp	0.63*	13	SI	Ev°	F	-	-	1	-	-	-
	<i>Licania sprucei</i> (Hook.f.) Fritsch.	Lispr	0.63*	14	NO	Ev	F	-	-	2	-	-	-
<i>Licania undulata</i> Prance.	Liun	0.63*	13	SI	Ev	F	-	-	1	-	-	-	
CLUSIACEAE	<i>Tovomita cf. spruceana</i> Planch. and Triana	Tosp	0.68	15	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	2	1	-	37
	<i>Tovomita cf. umbellata</i> Benth.	Toum	0.86	13	SI	Ev	Zoo (A)	-	-	4	-	-	-
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia cf. ochroprumna</i> Eichler	Buoc	0.69	12	SI	D	F	-	1	1	-	-	-
	<i>Buchenavia viridiflora</i> Ducke	Buvi	0.88	14	NO	S-D	Zoo (T)	-	-	1	-	-	-
CONNARACEAE	<i>Connarus cf. venezuelanus</i> Baill.	Cove	0.45	11	NO	Ev	Zoo (T)	-	-	2	11	-	-
	<i>Connarus punctatus</i> Planch.	Copu	0.5	15	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	2	2	3	19
	<i>Deguelia angulata</i> (Ducke) A.M.G.Azevedo and R.A.Camargo.	Dean	0.5	9	SI	Ev	H	-	-	1	-	-	-
EBENACEAE	<i>Diospyros cf. cayennensis</i> A.DC.	Dica	0.46	10	NO	Ev	Zoo (T)	-	-	1	-	-	-

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
EUPHORBIA CEAE	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Aldi	0.42	5.5	SI	Ev	H	1	-	-	-	-	-
	<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch	Crcu	0.41	9	NO	Ev	F	-	-	1	-	-	-
	<i>Discocarpus essequiboensis</i> Klotzsch	Dies	0.56	4.5	SI	Ev	Au	1	-	-	-	-	-
	<i>Hevea sp.1</i>	Hesp1	0.62*	9	NO*	S-D*	Au ^o	-	-	1	-	-	-
	<i>Hevea sp.2</i>	Hesp2	0.62*	14	NO*	S-D*	Au ^o	-	-	1	-	-	-
	<i>Hevea rigidifolia</i> (Spruce ex Benth.) Müll.Arg.	Heri	0.62	14	NO	Ev	Au ^o	-	-	1	-	-	-
	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	0.65	15	SI	Ev	F	9	5	5	20	-	-
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Magu	0.6	14	NO	S-DD	Zoo (T)	-	-	1	-	-	-
	<i>Nealchornea yapurensis</i> Huber	Neya	0.56	10	SI	Ev	Au	-	-	1	-	-	-
	<i>Piranhea cf. trifoliata</i> Baill.	Pitr	0.84	14	SI	S-DD	H	-	8	-	-	-	-
FABACEAE	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	Acni	0.8	17	SI	S-DD	F	11	1	-	44	1	-
	<i>Acosmium stirtonii</i> G.A. Aymard and V. González	Acst	0.76*	10	NO*	Semi D	F	-	-	-	3	35	-
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Bovi	0.91	9	NO	D	Ane	-	-	1	-	-	-
	<i>Campsiandra comosa</i> Benth.	Caco	0.81	13	SI	Ev	F	1	10	21	-	37	19
	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	0.55	16	SI	Ev	F	8	-	-	12	-	-
	<i>Clathrotropis cf. brachypetala</i> (Tul.) Kleinhoonte	Clbr	0.82	11	SI	S-DD	H	-	-	1	-	-	-
	<i>Clathrotropis cf. nitida</i> (Benth.) Harms	Clni	0.838	13	NO	S-DD	H	-	-	1	-	-	-
	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	0.865	14	SI	Ev	H	-	5	-	9	2	1
	<i>Cynometra marginata</i> Benth.	Cyma	0.865	12.5	NO	Ev	H	-	-	1	-	-	-
	<i>Cynometra sp1.</i>	Cysp	0.80*	13	NO	Ev	H ^o	-	-	2	-	-	-
	<i>Cynometra martiana</i> Benth.	Cymar	0.8	8	SI	Ev	H	-	-	1	-	-	-
	<i>Dimorphandra unijuga</i> Tul.	Diun	0.55	7.5	SI	Ev	Zoo (T)	2	-	-	-	-	-
	<i>Diplostropis martiusii</i> Benth.	Dima	0.79	14	NO	Ev	H	-	-	3	-	-	-
<i>Diplostropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	0.78	18	NO	Ev	H	-	-	2	-	-	-	

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
	<i>Etaballia dubia</i> (Kunth) Rudd	Etdu	0.55	14	NO	Ev	Ane	-	1	-	-	-	-
	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	Hyhe	0.63	15	SI	Ev	Ane	-	-	2	-	-	-
	<i>Inga cf. alba</i> (Sw.) Willd.	Inal	0.68	8	NO	Ev	Zoo (T)	-	1	-	-	-	-
	<i>Inga semialata</i> (Vell.) C.Mart.	Inse	0.58	14	NO	S-DD	Zoo (T)	1	-	-	-	-	-
	<i>Macrobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	Maac	0.53	14	SI	S-DD	H	-	-	1	-	-	-
	<i>Macrobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	0.68	13	SI	S-DD	Zoo (T)	3	-	14	-	-	-
	<i>Macrobium discolor</i> Benth.	Madi	0.8	5	NO	S-DD	Au	-	1	-	-	-	-
	<i>Macrobium multijugum</i> (DC.) Benth.	Mamu	0.58	18	SI	S-DD	H	7	-	1	20	-	-
	<i>Macrobium sp.</i>	Macsp	0.61*	11	NO*	Ev*	H°	-	-	2	-	-	-
	<i>Macrobium bifolium</i> (Aubl.) Pers.	Mabi	0.69	11	SI	D	H	-	-	4	-	-	-
	<i>Macrosamanea pubiramea</i> (Steud.) Barneby and J.W.Grimes	Mapu	0.678**	13	NO•	Ev**	H**	-	-	2	52	-	123
	<i>Ormosia costulata</i> (Miq.) Kleinhoonte	Orco	0.55	15	SI	Ev	Au	2	-	1	-	-	-
	<i>Parkia discolor</i> Benth.	Padi	0.69	17	SI	D	F	11	-	-	14	-	-
	<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth.	Peve	0.75	16	SI	Ev	Au	6	-	2	-	-	-
	<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	Pepa	0.81	16	SI	D	Ane	-	-	4	-	-	-
	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	0.82	15	SI	S-D	Zoo (A)	1	13	4	-	-	-
	<i>Swartzia pittieri</i> Schery	Swpi	0.8	12	SI	S-D	Zoo (A)	-	1	-	-	-	-
	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier.	Swar	0.84	10	NO•	Ev	H*	-	-	-	-	8	7
	<i>Swartzia cardiosperma</i> Benth.	Swca	0.84	15	SI	Ev	H	-	-	2	-	-	-
	<i>Tachigali davidsei</i> Zarucchi and Herend.	Tada	0.7	11	SI	S-D	Zoo (T)	-	3	-	-	-	-
	<i>Tachigali physophora</i> (Huber) Zarucchi and Herend.	Taph	0.55	15	SI	S-D	Zoo (T)	20	-	4	-	-	-
	<i>Zygia inaequalis</i> (Humb. and Bonpl. ex Willd.)	Zyin	0.81*	8	NO•	Ev	Zoo (A)*	-	-	-	19	18	5
	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	0.69	8	SI	Ev	Zoo (A)	-	-	1	29	-	5

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
	<i>Zygia longifolia</i> (Willd.) Britton and Rose	Zylo	0.71	12	SI	S-D	Zoo (A)	-	-	2	-	4	21
HUMIRIACEAE	<i>Humiriastrum piraparanense</i> Cuatrec.	Hupi	0.62	14	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	6	-	-	-
	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Sagu	0.58	16	SI	Ev	F	8	-	1	21	-	-
	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Sama	0.77	19	SI	Ev	F	-	-	3	-	-	-
HYPERICACEAE	<i>Vismia cf. ferruginea</i> Kunth	Vife	0.49	3.5	NO	S-DD	Ane	1	-	-	-	-	-
LAURACEAE	<i>Aniba megaphylla</i> Mez	Anme	0.45	15	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	1	-	-	-
	<i>Endlicheria anomala</i> (Nees) Mez	Enan	0.49	8.6	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	3	-	-	-
	<i>Lauraceae sp.1</i>	Lasp1	0.639*	13	SI	Ev*	Zoo (A) °	-	-	1	-	-	-
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	0.58*	15	NO•	Ev	Zoo (A)	-	-	-	23	-	-
	<i>Nectandra sp1.</i>	Nesp	0.58*	15	SI	Ev	Zoo (A) °	-	-	5	-	-	-
	<i>Ocotea esmeraldana</i> Moldenke	Oces	0.52*	30*	NO•	Ev*	Zoo (A)*	-	-	-	147	16	1
LECYTHIDACEAE	<i>Cariniana cf. penduliflora</i> Prance	Cape	0.57	10	NO	D	Ane	-	-	1	-	-	-
	<i>Eschweilera cf. pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	Esped	0.91	12	NO•	Ev*	H*	-	-	-	4	9	16
	<i>Eschweilera parviflora</i> Mart. ex DC.	Espa	0.63	15	SI	Ev	H	25	14	15	59	1	7
	<i>Eschweilera sagotiana</i> Miers	Essa	0.8	17	SI	Ev	H	-	-	4	-	-	-
	<i>Eschweilera sessilis</i> A.C.Sm.	Esse	0.71	12	SI	Ev	H	-	3	-	-	-	-
	<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg) Miers	Este	0.59	10	SI	Ev	H	2	-	-	41	-	-
	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	0.66	15	SI	Ev	H	-	13	3	-	-	-
	<i>Gustavia pulchra</i> Miers	Gupu	0.64	18	NO•	Ev	Zoo (T)*	-	-	-	1	14	6
MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> A. Juss.	Bupr	0.73	13	SI	S-D	H	1	4	1	6	4	-
	<i>Byrsonima cf. japurensis</i> A.Juss.	Byja	0.62	12	NO	S-D	F	-	1	-	-	-	-
MELASTOMACEAE	<i>Henriettea stellaris</i> O. Berg ex Triana	Hest	0.58	10	SI	D	Zoo (A)	-	-	1	-	-	-
MELIACEAE	<i>Guarea glabra</i> Vahl.	Gugl	0.48	15	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	1	-	-	-
	<i>Trichilia aff. rubra</i> C.DC.	Trru	0.59	13	SI	S-DD	Zoo (A)	-	5	-	-	-	-

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H.Karst.) C.C.Berg	Maco	0.62	17	SI	Ev	F	-	-	4	-	-	-
MYRISTICACEAE	<i>Virola carinata</i> (Spruce ex Benth.) Warb.	Vica	0.72	17	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	13	-	-	-
	<i>Virola surinamensis</i> Rol. ex Rottb.) Warb.	Visu	0.42	14	NO	Ev	Zoo (A)	-	-	5	-	-	-
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes sp. 1</i>	Casp	0.78*	12	SI	Ev*	Zoo (A) °	-	1	2	11	27	16
	<i>Calyptranthes aff. ruiziana</i> O.Berg	Caru	0.752	13	SI	Ev	Zoo (A)	-	2	3	-	-	-
	<i>Calyptranthes cf. paniculata</i> (Lam.) Raeusch.	Capa	0.79	5.5	NO	Ev	Zoo (A)	1	-	-	-	-	-
	cf. <i>Calyptranthes sp.2</i>	Casp2	0.75*	7	SI	Ev*	Zoo (A) °	-	1	-	-	-	-
	cf. <i>Myrcia sp.1</i>	Mycf	0.65*	13	SI	Ev*	Zoo (A) °	-	-	1	-	-	-
	<i>Eugenia cf. lambertiana</i> DC.	Eula	0.8	12	SI	D	Zoo (A)	-	-	6	-	-	-
	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	0.64	9.8	NO	D	Zoo (A)	-	-	2	17	-	8
	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	0.65	13	SI	Ev	H	-	4	-	-	111	4
	<i>Myrcia subsessilis</i> O.Berg	Mysu	0.81*	10°	NO•	Ev*	H*	-	-	-	18	2	18
	<i>Myrtaceae sp. 6</i>	Mysp1	0.79*	11	SI	Ev*	H°	1	1	-	-	-	-
	<i>Myrtaceae sp.1</i>	Mysp	0.63*	12	SI	Ev*	H°	-	5	-	-	-	-
	<i>Plinia involucrata</i> (O.Berg) McVaugh.	Plin	0.95*	20**	NO•	Ev*	Zoo (A)	-	-	-	36	-	-
<i>Psidium cf. densicomum</i> Mart. ex DC.	Psde	0.81	8	NO	Ev	H	-	1	-	8	42	2	
OCHNACEAE	<i>Blastemanthus sp.</i>	Blsp	0.78*	8	NO*	Ev*	Zoo (A) °	-	-	1	-	-	-
	<i>Eivasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	0.75	7	SI	S-DD	Zoo (A)	-	-	3	-	-	-
	<i>Ochnaceae sp.1.</i>	Ocsp	0.78*	9	NO	Ev	Zoo (A) °	-	-	1	-	-	-
	<i>Ouratea polyantha</i> (Triana and Planch.) Engl.	Oupo	0.61	15	NO	Ev	Zoo (A)	1	-	-	-	-	-
	<i>Quiina florida</i> Tul.	Qufl	0.73	23*	NO•	Ev	Zoo (T)*	-	-	-	13	-	-
	<i>Quiina longifolia</i> Spruce ex Planch. and Triana	Qulo	0.86	13	NO	Ev*	Zoo (T)*	-	-	2	-	-	55
	<i>Quiina macrophylla</i> Tul.	Quma	0.862*	10	NO•	Ev*	Zoo (T)*	-	-	-	1	-	13

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
	<i>Quiina rhytidopus</i>	Qurhy	0.862*	10	NO•	Ev*	F	-	-	-	-	-	16
OLACACEAE	<i>Chaunochiton angustifolium</i> Sleumer	Chan	0.65	12	NO	Ev	Ane	-	-	1	-	-	-
	<i>Chaunochiton loranthoides</i> Benth.	Chlo	0.65	9	NO	Ev	Ane	1	-	-	-	-	-
	<i>Heisteria</i> cf. <i>acuminata</i> (Humb. and Bonpl.) Engl.	Heac	0.69	11	SI	Ev	Zoo (A)	-	5	-	-	-	-
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa glaucophylla</i> Müll.Arg.	Amgl	0.8	11	NO	Ev	H	-	-	1	-	-	-
	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	0.83	17	SI	Ev	H	-	-	12	-	-	-
	<i>Discocarpus gentryi</i> S.M.Hayden	Dige	0.61	9	SI	Ev	Au	5	-	-	-	-	-
	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	0.57	14	SI	Ev	Zoo (A)	7	-	25	-	-	-
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Como	0.67	16	SI	D	F	8	-	5	28	1	4
	<i>Ruprechtia tenuiflora</i> Benth.	Rute	0.66	12	SI	D	Zoo (A)	-	3	-	-	-	-
	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Sypa	0.67	13	SI	D	H	-	3	-	-	-	-
PROTEACEAE	<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	Paru	0.52	13	SI	Ev	F	5	1	-	10	-	-
RUBIACEAE	<i>Alibertia bertierifolia</i> K.Schum.	Albe	0.73*	7.5*	NO•	Ev	Zoo (A)*	-	-	-	9	-	3
	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ex DC.	Aled	0.76	7.5	NO•	Ev	Zoo (A)	-	-	-	-	8	9
	<i>Duroia micrantha</i> Zarucchi and J.H.Kirkbr.	Dumi	0.8	13.5	SI	Ev	F	2	20	22	18	9	13
	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	Pagu	0.61	9	SI	Ev	Zoo (A)	3	-	3	-	-	-
SALICACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Casy	0.63*	6	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	-	3	13	3
	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	Hogu	0.62	12	NO	Ev	Au	2	-	-	-	-	-
	<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	Hora	0.62	12	NO	Ev	Au	-	-	1	-	-	-
	<i>Laetia</i> sp.	Lasp	0.64*	13	NO*	Ev*	F ^o	-	-	1	-	-	-
	<i>Laetia suaveolens</i> (Poepp.) Benth.	Lasu	0.8	16	NO	D	F	4	-	3	-	-	-
SAPINDACEAE	<i>Matayba</i> aff. <i>purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	0.78	13	NO	Ev	Zoo (T)	-	-	2	52	-	123
	<i>Matayba</i> cf. <i>macrostylis</i> Radlk.	Mama	0.78	13	SI	Ev	Zoo (T)	-	-	1	-	-	-
SAPOTACEAE	cf. <i>Pouteria</i> sp.2	Pocf	0.66*	13	NO*	Ev*	Zoo (T) ^o	-	-	1	-	-	-

Familia	Nombre científico	Código especies	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura máxima (mt)	Capacidad de rebrote	Fenología	Tipo de dispersión	Adultos DAP ≥ 10 cm (Abundancia)			Latizales DAP < 10 cm (Abundancia)		
								BQA	BQM	BNQ	BQA	BQM	BNQ
	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. and Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	0.75	17	SI	Ev	Zoo (A)	-	-	11	-	-	-
	<i>Micropholis gardneriana</i> (A.DC.) Pierre	Miga	0.97	5	NO	S-DD	Zoo (T)	-	1	-	-	-	-
	<i>Pouteria</i> cf. <i>venosa</i> subsp. <i>amazonica</i> T.D.Penn.	Pove	0.92*	12	SI	Ev	F*	-	1	-	-	-	-
	<i>Pouteria elegans</i> (A. DC.) Baehni	Poel	0.72	16	SI	Ev	Zoo (T)	6	-	8	8	-	10
	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	Pogo	0.78	16	SI	Ev	F	1	-	2	-	-	-
	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Poor	0.66	12	SI	Ev	F	-	4	-	-	-	-
SIMAROUBA CEAE	<i>Simaba orinocoensis</i> Kunth	Sior	0.42	13	SI	Ev	H	6	-	-	22	-	-
VOCHYSIAC EAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob	0.48	9	SI	S-DD	Ane	5	-	-	-	-	-
	<i>Vochysia venezuelana</i> Stafleu	Vove	0.428	14	SI	S-DD	Ane	13	7	1	-	-	-

Tabla 8-2: Valores de altura de las especies con individuos con DAP > 10 cm.

Las medidas se registraron durante la campaña de campo con un telémetro láser TruPulse 200L.

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Acni	12	11.96	3.43	6.5	17	17	17
Aldi	1	5.5	0	5.5	5.5	sd	5.5
Amgl	1	11	0	11	11	sd	11
Amob	12	11.92	2.15	9	17	17	17
Anme	1	15	0	15	15	sd	15

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Asja	37	8.59	1.65	4.5	12	12	12
Blsp	1	8	0	8	8	sd	8
Bovi	1	9	0	9	9	sd	9
Buoc	2	10.5	2.12	9	12	12	12
Bupr	6	10.17	3.08	4.5	13	13	13
Buvi	1	14	0	14	14	sd	14
Byja	1	12	0	12	12	sd	12
Cabr	2	17.5	0.71	17	18	18	18
Caco	32	10.37	2.4	7	20	13	13
Cahe	2	14	2.83	12	16	16	16
Caim	8	12.75	1.67	11	16	16	16
Call	145	10.33	3.71	3	18	17	17
Cami	14	14.21	2.69	8	18	18	18
Capa	1	5.5	0	5.5	5.5	sd	5.5
Cape	1	10	0	10	10	sd	10
Caru	5	10.4	1.82	8	13	13	13
Casp	3	10.67	2.31	8	12	12	12
Casp2	1	7	0	7	7	sd	7
Chan	1	12	0	12	12	sd	12
Chlo	1	9	0	9	9	sd	9
Chsp	3	11.67	1.53	10	13	13	13
Clbr	1	11	0	11	11	sd	11
Clni	1	13	0	13	13	sd	13
Como	13	8.12	3.81	4	16	16	16
Copa	15	7.73	2.74	4	12	12	12
Copu	2	12.5	3.54	10	15	15	15
Cosp	1	11	0	11	11	sd	11

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Cove	2	10	1.41	9	11	11	11
Crcu	1	9	0	9	9	sd	9
Cyba	5	11.8	1.48	10	14	14	14
Cyma	1	12.5	0	12.5	12.5	sd	12.5
Cymar	1	8	0	8	8	sd	8
Cysp	2	11.5	2.12	10	13	13	13
Dean	1	9	0	9	9	sd	9
Dica	1	10	0	10	10	sd	10
Dies	1	4.5	0	4.5	4.5	sd	4.5
Dige	5	7.2	1.68	5	9	9	9
Dima	3	13	1.73	11	14	14	14
Dipu	2	16	2.83	14	18	18	18
Diun	2	7.25	0.35	7	7.5	7.5	7.5
Dumi	44	10.34	2.14	4.5	14	13.5	13.5
Dusp	1	11	0	11	11	sd	11
Elgl	11	12.23	2.07	10	17	17	17
Elqu	3	6.33	0.58	6	7	7	7
Enan	3	8.03	0.55	7.5	8.6	8.6	8.6
Espa	54	9.87	2.92	4	17	15	15
Essa	4	14.5	2.08	12	17	17	17
Esse	3	11	1.73	9	12	12	12
Este	2	8.5	2.12	7	10	10	10
Etdu	1	14	0	14	14	sd	14
Euch	2	9.15	0.92	8.5	9.8	9.8	9.8
Eula	6	10.5	1	9	12	12	12
Eupr	2	13	5.66	9	17	17	17
Guau	16	10.63	2.42	5	15	15	15

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Gugl	1	15	0	15	15	sd	15
Guhi	2	13.5	0.71	13	14	14	14
Guma	3	11.33	4.04	7	15	15	15
Gume	2	12.5	0.71	12	13	13	13
Gust	1	10	0	10	10	sd	10
Haba	26	9.35	2.39	5	14	14	14
Hach	1	6.5	0	6.5	6.5	sd	6.5
Heac	5	8.8	1.64	7	11	11	11
Heri	1	14	0	14	14	sd	14
Hesp1	1	9	0	9	9	sd	9
Hesp2	1	14	0	14	14	sd	14
Hest	1	10	0	10	10	sd	10
Hiat	1	10	0	10	10	sd	10
Hitr	4	10	3.74	6	15	15	15
Hogu	2	9	4.24	6	12	12	12
Hora	1	12	0	12	12	sd	12
Hupi	6	12	2.1	9	14	14	14
Hyhe	2	13.5	2.12	12	15	15	15
Ilca	1	13	0	13	13	sd	13
Inal	1	8	0	8	8	sd	8
Inse	1	14	0	14	14	sd	14
Lasp	1	13	0	13	13	sd	13
Lasp1	1	13	0	13	13	sd	13
Lasu	7	13.86	1.95	11	16	16	16
Lepu	11	5.55	2.01	2	9	9	9
Liap	2	12.5	0.71	12	13	13	13
Lihe	46	10.32	3.69	1.5	17	15	15

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Liheg	16	10.96	2.79	4.3	17	17	17
Lihy	10	12.3	1.89	10	15	15	15
Lili	1	11	0	11	11	sd	11
Lilo	15	11.33	2.23	7	16	16	16
Limo	22	12.41	2.24	9	19	16	16
Lioc	1	12	0	12	12	sd	12
Lisp	1	13	0	13	13	sd	13
Lispr	2	12	2.83	10	14	14	14
Liun	1	13	0	13	13	sd	13
Maac	1	14	0	14	14	sd	14
Maan	17	10.71	1.99	5	13	13	13
Mabi	4	8.75	1.71	7	11	11	11
Maco	4	12.5	3.32	9	17	17	17
Macsp	2	10	1.41	9	11	11	11
Madi	1	5	0	5	5	sd	5
Mafl	4	14.38	3.77	9	17	17	17
Magu	1	14	0	14	14	sd	14
Maguy	1	16	0	16	16	sd	16
Mama	1	13	0	13	13	sd	13
Mamu	8	11.13	4.97	2	18	18	18
Mani	19	11.29	3	5.5	15	15	15
Mapu	2	12.5	0.71	12	13	13	13
Masp1	1	16	0	16	16	sd	16
Mata	2	13.5	2.12	12	15	15	15
Maysp	1	4	0	4	4	sd	4
Miga	1	5	0	5	5	sd	5
Myca	4	11	1.83	9	13	13	13

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Mycf	1	13	0	13	13	sd	13
Mysp	5	9.8	1.92	7	12	12	12
Mysp1	2	10	1.41	9	11	11	11
Nesp	5	12.6	1.95	10	15	15	15
Neya	1	10	0	10	10	sd	10
Ocsp	1	9	0	9	9	sd	9
Oeba	17	11.88	1.58	8	14	14	14
Orco	3	11.33	3.21	9	15	15	15
Oupo	1	15	0	15	15	sd	15
Padi	11	13.82	2.36	9	17	17	17
Pagu	6	8.33	0.82	7	9	9	9
Paob	11	13.55	2.16	9	17	17	17
Paru	6	9.17	2.93	6	13	13	13
Pepa	4	14.75	0.96	14	16	16	16
Peve	8	8.5	3.37	4.5	16	16	16
Pitr	8	12.38	1.69	10	14	14	14
Pocf	1	13	0	13	13	sd	13
Poel	14	11.93	3.23	4	16	16	16
Pogo	3	11.17	4.75	6.5	16	16	16
Poor	4	10.75	1.89	8	12	12	12
Pove	1	12	0	12	12	sd	12
Prll	20	12.4	2.04	8	17	15	15
Psde	1	8	0	8	8	sd	8
Pssp	5	12	1.22	11	14	14	14
Qulo	2	11.5	2.12	10	13	13	13
Rigr	32	9.8	2.36	4.5	14	14	14
Rute	3	10.33	1.53	9	12	12	12

Especie	n	Media (mt)	D.E	Mín (mt)	Máx (mt)	P (95)	A max (mt)
Sagu	9	14.22	2.05	11	16	16	16
Sama	3	15.17	3.75	11.5	19	19	19
Sior	6	7.92	3.01	5	13	13	13
Swca	2	13	2.83	11	15	15	15
Swle	18	11.5	2.57	5	15	15	15
Swpi	1	12	0	12	12	sd	12
Sypa	3	12.33	0.58	12	13	13	13
Tada	3	10.33	0.58	10	11	11	11
Tagu	2	14.5	4.95	11	18	18	18
Tain	1	6	0	6	6	sd	6
Taph	24	10.06	3.24	5	15	15	15
Tepa	2	8.5	0.71	8	9	9	9
Tosp	2	13.5	2.12	12	15	15	15
Toum	4	11.5	1.29	10	13	13	13
Trru	5	10.8	2.39	7	13	13	13
Vica	13	13	1.87	11	17	17	17
Vife	1	3.5	0	3.5	3.5	sd	3.5
Visu	5	13	0.71	12	14	14	14
Voob	5	5.9	1.82	4.5	9	9	9
Vove	21	10.95	2.73	6	17	14	14
Xyem	11	13	2.68	9	17	17	17
Zyca	1	8	0	8	8	sd	8
Zylo	2	11.5	0.71	11	12	12	12

Tabla 8-3: Valores estadísticos de Moran I para análisis de correlación espacial

Se utilizó la prueba de Moran para evaluar la autocorrelación espacial en los residuos de los modelos de diversidad taxonómica y funcional. La hipótesis nula postula que el atributo bajo análisis se distribuye aleatoriamente entre las entidades en el área de estudio, lo que significa que los procesos espaciales que promueven el patrón de valores observado son una ocurrencia aleatoria. Si el valor p no es estadísticamente significativo ($p > 0,05$), la hipótesis nula no puede rechazarse porque la distribución espacial de los valores de las entidades puede ser el resultado de procesos espaciales aleatorios. Si el valor p es estadísticamente significativo ($p < 0,05$) y la desviación estándar (DE) es positiva, indica que los valores alto y bajo de la variable están más agrupados espacialmente de lo esperado. Por el contrario, si el valor de p es estadísticamente significativo ($p < 0,05$) y la desviación estándar (SD) es negativa, sugiere que la distribución espacial está más dispersa de lo esperado. Un valor de Moran I cercano a -1 indica una dispersión espacial negativa, un valor cercano a 0 indica una distribución espacial aleatoria de valores variables y un valor cercano a 1 indica una agrupación espacial positiva. Los valores del estadístico Moran I se calcularon en R (Bivand y Wong, 2018).

Análisis	Variable	D.E	p -value	Estadística Moran I	Expectativa	Varianza
Prueba de Moran para evaluar la autocorrelación espacial en los residuos de los modelos de diversidad taxonómica y funcional. .	Riqueza	0.338	0.368	0.009	-0.015	0.0051
	Shaw	-0.561	0.713	-0.055	-0.015	0.0051
	Pielou	-0.253	0.600	-0.028	-0.015	0.0026
	Alpha Fisher	0.472	0.319	0.018	-0.015	0.0049
	Fdis	0.402	0.344	0.013	-0.015	0.0051
	Feve	-0.135	0.554	-0.025	-0.015	0.0051
	Fric	0.539	0.295	0.023	-0.015	0.0050
	Fdiv	0.228	0.410	0.001	-0.015	0.0051
	Redundancia	0.656	0.256	0.030	-0.015	0.0049
Prueba de Moran para la autocorrelación espacial en los	Caducifolia	-0.530	0.702	-0.053	-0.015	0.00506
	Perennifolia	3.423	0.000	0.228	-0.015	0.005
	Semi caducifolia	2.541	0.006	0.164	-0.015	0.00501

Análisis	Variable	D.E	p -value	Estadística Moran I	Expectativa	Varianza
residuales de la riqueza de especies en cada modelo de rasgos funcionales.	Anemocoria	0.366	0.357	0.011	-0.015	0.00507
	Autocoria	1.510	0.065	0.091	-0.015	0.00500
	Hidrocoria	2.614	0.004	0.166	-0.015	0.00482
	Ictocoria	0.447	0.327	0.016	-0.015	0.00490
	Zoocoria aerea	0.008	0.497	-0.015	-0.015	0.00503
	Zoocoria terrestre	2.155	0.016	0.138	-0.015	0.00509
	Sin capacidad de rebrote	4.015	0.002	0.266	-0.015	0.00491
	Capacidad de rebrote	1.367	0.086	0.081	-0.015	0.00497
	Densidad de la madera	1.367	0.086	0.081	-0.015	0.00497
	Altura máxima	0.485	0.314	0.019	-0.015	0.00510
	Prueba de Moran para la autocorrelación espacial en los residuos de los modelos de media ponderada de la comunidad (CWM) para cada característica funcional	Caducifolia	3.676	0.000	0.242	-0.015
Perennifolia		-0.858	0.805	-0.076	-0.015	0.00499
Semi caducifolia		0.405	0.343	0.013	-0.015	0.00507
Anemocoria		1.014	0.155	0.054	-0.015	0.00470
Autocoria		0.542	0.294	0.023	-0.015	0.00494
Hidrocoria		0.867	0.193	0.046	-0.015	0.00509
Ictocoria		-0.669	0.748	-0.063	-0.015	0.00503
Zoocoria aerea		0.927	0.177	0.050	-0.015	0.00505
Zoocoria terrestre		-0.946	0.828	-0.083	-0.015	0.00508
Sin capacidad de rebrote		0.354	0.362	0.010	-0.015	0.00500
Capacidad de rebrote		0.423	0.336	0.015	-0.015	0.00507
Densidad de la madera		1.367	0.086	0.081	-0.015	0.00497
Altura máxima		0.485	0.314	0.019	-0.015	0.00510

Tabla 8-4: Índice de valor de importancia (IVI) para las especies arbóreas y palmas con un DAP ≥ 10 cm registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.

Especie	Condición del bosque																				
	BNQ							BQM							BQA						
	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	G	G (%)	IVI	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	G	G (%)	IVI	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	G	G (%)	IVI
Este	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.51	11.11	1.40	0.27	0.91	2.82
Etdu	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.5	16.7	1.6	1.0	7.7	9.8	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Euch	2	0.38	16.67	0.47	0.02	0.02	0.87	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Eula	7	1.14	16.67	0.47	0.10	0.11	1.72	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Eupr	2	0.38	33.33	0.93	0.03	0.03	1.34	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Guau	3	0.57	33.33	0.93	1.26	1.36	2.86	22	6.9	33.3	3.1	0.9	6.7	16.7	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gugl	1	0.19	16.67	0.47	0.15	0.16	0.82	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Guhi	2	0.38	33.33	0.93	0.37	0.40	1.71	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Guma	2	0.38	16.67	0.47	0.11	0.11	0.96	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.26	5.56	0.70	0.06	0.21	1.17
Gume	2	0.38	16.67	0.47	0.04	0.04	0.89	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gust	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.26	5.56	0.70	0.21	0.72	1.68
Haba	9	1.52	50.00	1.40	0.76	0.82	3.74	3	1.1	33.3	3.1	0.2	1.3	5.5	9	4.11	44.44	5.59	1.28	4.30	14.00
Hach	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.5	16.7	1.6	0.1	0.4	2.5	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Heac	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	8	2.7	16.7	1.6	0.1	0.9	5.1	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Heri	1	0.19	16.67	0.47	1.69	1.82	2.47	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hesp1	1	0.19	16.67	0.47	0.02	0.02	0.67	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hesp2	1	0.19	16.67	0.47	0.05	0.06	0.71	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hest	1	0.19	16.67	0.47	0.01	0.01	0.67	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hiat	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.26	5.56	0.70	0.01	0.02	0.98
Hitr	4	0.76	33.33	0.93	1.05	1.13	2.83	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hogu	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.51	5.56	0.70	0.20	0.68	1.90
Hora	1	0.19	16.67	0.47	0.08	0.09	0.74	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hupi	7	1.14	33.33	0.93	1.63	1.75	3.83	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hyhe	2	0.38	33.33	0.93	1.57	1.70	3.01	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ilca	1	0.19	16.67	0.47	0.01	0.01	0.67	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Inal	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.5	16.7	1.6	0.0	0.2	2.3	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Inse	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.26	5.56	0.70	0.01	0.02	0.97
Lasp	1	0.19	16.67	0.47	0.10	0.11	0.76	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lasp1	1	0.19	16.67	0.47	0.29	0.32	0.97	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lasu	3	0.57	33.33	0.93	0.07	0.08	1.58	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2	1.03	5.56	0.70	0.03	0.10	1.82
Lepu	7	1.14	33.33	0.93	0.54	0.59	2.66	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3	1.29	11.11	1.40	0.03	0.09	2.78

Especie	Condición del bosque																					
	BNQ							BQM							BQA							
	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	G	G (%)	IVI	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	G	G (%)	IVI	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	G	G (%)	IVI	
Sypa	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5	1.6	16.7	1.6	0.1	0.7	3.9	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tada	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5	1.6	16.7	1.6	0.3	2.2	5.4	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tagu	2	0.38	33.33	0.93	0.77	0.84	2.15	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tain	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.5	16.7	1.6	0.1	0.4	2.5	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Taph	4	0.76	33.33	0.93	1.63	1.76	3.45	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11	5.14	38.89	4.90	1.41	4.73	14.77	
Tepa	2	0.38	33.33	0.93	0.31	0.33	1.64	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tosp	2	0.38	33.33	0.93	0.47	0.51	1.82	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Toum	4	0.76	16.67	0.47	0.06	0.07	1.29	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Trru	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	8	2.7	16.7	1.6	0.2	1.3	5.5	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vica	14	2.48	33.33	0.93	0.52	0.56	3.97	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vife	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0.26	5.56	0.70	0.07	0.22	1.18	
Visu	6	0.95	50.00	1.40	2.10	2.26	4.61	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Voob	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3	1.29	11.11	1.40	0.65	2.20	4.88	
Vove	1	0.19	16.67	0.47	0.13	0.14	0.80	12	3.7	33.3	3.1	0.7	5.1	12.0	7	3.34	11.11	1.40	0.58	1.94	6.68	
Xyem	12	2.10	50.00	1.40	1.33	1.44	4.93	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zyca	1	0.19	16.67	0.47	0.01	0.01	0.67	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zylo	2	0.38	33.33	0.93	0.23	0.25	1.56	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total	583	100	3583	100	93	100	300	313	100	1067	100	13	100	300	216	100	794	100	30	100	300	

Tabla 8-5: Índice de regeneración natural (RN) para las especies arbóreas y palmas con un DAP < 10 cm y una altura mayor a 1.5 m registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.

En donde: **Ab** se refiere a la abundancia de individuos de cada especie por hectárea, **Ab (%)** indica la abundancia relativa de cada especie, **Fr** hace referencia a la frecuencia de la especie como una medida de en cuantas parcelas del total se registra la especie, y **Fr (%)** es el valor relativo de la frecuencia.

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQM					BQA				
	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN
Acni	0	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.89	16.67	2.56	3.46	7	1.37	16.67	2.05	3.43
Acst	0	0.00	0.00	0.00	0.00	10	5.36	16.67	2.56	7.92	1	0.11	5.56	0.68	0.79
Aled	3	0.67	11.11	1.12	1.79	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Asja	72	14.41	100.00	10.11	24.52	8	4.46	50.00	7.69	12.16	164	31.22	83.33	10.27	41.50
Bupr	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	1.79	33.33	5.13	6.91	3	0.53	11.11	1.37	1.90
Caco	17	3.33	22.22	2.25	5.57	18	9.82	33.33	5.13	14.95	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Caim	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	6	1.16	16.67	2.05	3.22
Call	7	1.33	33.33	3.37	4.70	0	0.00	0.00	0.00	0.00	23	4.32	38.89	4.79	9.12
Casp	17	3.33	33.33	3.37	6.70	28	15.18	33.33	5.13	20.31	3	0.63	5.56	0.68	1.32
Como	3	0.67	33.33	3.37	4.04	2	0.89	16.67	2.56	3.46	7	1.27	27.78	3.42	4.69
Copa	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	1.79	33.33	5.13	6.91	3	0.53	16.67	2.05	2.58
Copu	1	0.22	11.11	1.12	1.35	3	1.79	33.33	5.13	6.91	1	0.21	5.56	0.68	0.90
Cosu	0	0.00	0.00	0.00	0.00	7	3.57	33.33	5.13	8.70	1	0.11	5.56	0.68	0.79
Cove	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.63	16.67	2.05	2.69
Cyba	1	0.22	11.11	1.12	1.35	0	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.21	5.56	0.68	0.90
Dumi	6	1.11	22.22	2.25	3.36	7	3.57	33.33	5.13	8.70	7	1.27	27.78	3.42	4.69
Espa	8	1.55	22.22	2.25	3.80	2	0.89	16.67	2.56	3.46	24	4.54	33.33	4.11	8.65
Esped	18	3.55	44.44	4.49	8.04	2	0.89	16.67	2.56	3.46	1	0.21	5.56	0.68	0.90
Este	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	7	1.37	5.56	0.68	2.06
Euch	7	1.33	22.22	2.25	3.58	0	0.00	0.00	0.00	0.00	4	0.84	16.67	2.05	2.90
Gupu	2	0.44	11.11	1.12	1.57	12	6.25	33.33	5.13	11.38	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Haba	1	0.22	11.11	1.12	1.35	2	0.89	16.67	2.56	3.46	19	3.69	66.67	8.22	11.91
Hiat	0	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.89	16.67	2.56	3.46	14	2.64	50.00	6.16	8.80
llsp1	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	9	1.69	22.22	2.74	4.43
llsp2	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.63	11.11	1.37	2.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQM					BQA				
	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN
Laut	0	0.00	0.00	0.00	0.00	30	16.07	33.33	5.13	21.20	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Lepu	143	28.60	66.67	6.74	35.34	0	0.00	0.00	0.00	0.00	52	9.92	27.78	3.42	13.34
Lihe	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	16	2.95	11.11	1.37	4.32
Mafl	3	0.67	22.22	2.25	2.91	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Mamu	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	8	1.48	11.11	1.37	2.85
Mani	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	9	1.79	16.67	2.05	3.85
Mapu	40	7.98	66.67	6.74	14.72	0	0.00	0.00	0.00	0.00	12	2.32	22.22	2.74	5.06
Myca	4	0.89	22.22	2.25	3.13	25	13.39	33.33	5.13	18.52	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Mysu	9	1.77	33.33	3.37	5.14	3	1.79	16.67	2.56	4.35	4	0.74	22.22	2.74	3.48
Neme	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	8	1.48	16.67	2.05	3.53
Oces	1	0.22	11.11	1.12	1.35	5	2.68	33.33	5.13	7.81	57	10.86	50.00	6.16	17.03
Oeba	2	0.44	11.11	1.12	1.57	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Padi	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.53	11.11	1.37	1.90
Paru	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	4	0.74	11.11	1.37	2.11
Plin	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	10	1.90	22.22	2.74	4.64
Poel	6	1.11	22.22	2.25	3.36	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.53	22.22	2.74	3.27
Prqui	7	1.33	22.22	2.25	3.58	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Psde	2	0.44	22.22	2.25	2.69	0	0.00	0.00	0.00	0.00	4	0.74	5.56	0.68	1.42
Qufl	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.11	5.56	0.68	0.79
Qulo	26	5.10	66.67	6.74	11.84	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Quma	14	2.88	22.22	2.25	5.13	0	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.11	5.56	0.68	0.79
Qurhy	11	2.22	22.22	2.25	4.46	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Sagu	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	4	0.74	11.11	1.37	2.11
Sior	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.53	16.67	2.05	2.58
Swar	2	0.44	22.22	2.25	2.69	3	1.79	33.33	5.13	6.91	0	0.00	0.00	0.00	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQM					BQA				
	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN	Ab	Ab (%)	Fr	Fr (%)	RN
Tepa	12	2.44	22.22	2.25	4.69	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Tosp	19	3.77	44.44	4.49	8.26	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Xyem	8	1.55	33.33	3.37	4.92	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Zyca	2	0.44	22.22	2.25	2.69	0	0.00	0.00	0.00	0.00	11	2.11	5.56	0.68	2.79
Zyin	3	0.67	22.22	2.25	2.91	8	4.46	50.00	7.69	12.16	7	1.27	22.22	2.74	4.01
Zylo	23	4.66	22.22	2.25	6.90	2	0.89	16.67	2.56	3.46	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Total	501	100	989	100	200	187	100	650	100	200	527	100	811	100	200

Tabla 8-6: Índice de posición sociológica (PS) para las especies de arbóreas y palmas de las categorías de fustales y latizales registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojonawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.

En donde: **Ab** se refiere a la abundancia de individuos de cada especie por hectárea en cada uno de los estratos del bosque que corresponden al estrato arbóreo (**Ar**), arboreo inferior (**Ar Inf.**) y arbustivo (**Arb**).

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Acni	0	0	0	0	0.00	2	4	7	4322	1.45	0	2	2	0	0.00
Acst	0	0	0	0	0.00	0	0	1	285	0.10	0	2	8	0	0.00
Aldi	0	0	0	0	0.00	0	1	0	97	0.03	0	0	0	0	0.00
Aled	0	0	3	1422	0.34	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Amgl	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Amob	4	9	0	4835	1.15	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Anme	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Asja	0	32	69	43248	10.33	0	8	159	83294	28.00	0	8	10	0	0.00
Blsp	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Bovi	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Buoc	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Bupr	0	1	0	478	0.11	0	0	3	1713	0.58	2	7	2	89	3.13
Buvi	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Byja	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Cabr	2	0	0	506	0.12	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Caco	3	30	7	16504	3.94	0	1	0	97	0.03	2	17	17	89	3.13
Cahe	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Caim	0	0	0	0	0.00	2	3	5	3272	1.10	0	0	0	0	0.00
Call	27	13	6	14178	3.39	13	41	26	21285	7.16	0	8	3	0	0.00
Cami	12	3	0	4217	1.01	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Capa	0	0	0	0	0.00	0	1	0	97	0.03	0	0	0	0	0.00
Cape	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Caru	0	3	0	1433	0.34	0	0	0	0	0.00	2	2	0	89	3.13
Casp	0	4	14	8074	1.93	0	0	3	1713	0.58	0	8	22	0	0.00
Casp2	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Chan	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Chlo	0	0	0	0	0.00	0	1	0	97	0.03	0	0	0	0	0.00
Chsp	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	2	3	0	89	3.13
Clbr	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Clni	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Como	1	4	3	3586	0.86	0	2	9	5144	1.73	0	0	2	0	0.00
Copa	0	0	0	0	0.00	0	3	4	2580	0.87	0	10	5	0	0.00
Copu	1	1	1	1205	0.29	0	0	1	571	0.19	0	0	3	0	0.00
Cosp	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Cosu	0	0	0	0	0.00	0	0	1	285	0.10	0	0	7	0	0.00
Cove	0	2	0	956	0.23	0	0	3	1713	0.58	0	0	0	0	0.00
Crcu	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Cyba	0	0	1	474	0.11	0	0	1	571	0.19	2	7	0	89	3.13
Cyma	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Cymar	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Cysp	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Dean	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Dica	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Dies	0	0	0	0	0.00	0	0	1	285	0.10	0	0	0	0	0.00
Dige	0	0	0	0	0.00	0	2	1	673	0.23	0	0	0	0	0.00
Dima	2	1	0	984	0.23	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Dipu	2	0	0	506	0.12	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Diun	0	0	0	0	0.00	0	1	0	194	0.07	0	0	0	0	0.00
Dumi	8	22	0	11327	2.70	0	1	7	3620	1.22	5	28	7	267	9.38
Dusp	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Elgl	6	7	0	4132	0.99	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Elqu	0	3	0	1433	0.34	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Enan	0	3	0	1433	0.34	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Espa	9	14	1	8710	2.08	2	17	18	12547	4.22	0	23	2	0	0.00
Esped	0	2	16	7593	1.81	0	0	1	571	0.19	0	0	2	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Essa	3	1	0	1237	0.30	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Esse	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	5	0	0	0.00
Este	0	0	0	0	0.00	0	2	7	3717	1.25	0	0	0	0	0.00
Etdu	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	2	0	0	89	3.13
Euch	0	3	6	3804	0.91	0	0	4	2284	0.77	0	0	0	0	0.00
Eula	0	7	0	2867	0.68	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Eupr	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Guau	2	1	0	984	0.23	0	0	0	0	0.00	3	17	2	178	6.25
Gugl	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Guhi	2	0	0	506	0.12	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Guma	1	1	0	731	0.17	0	1	0	97	0.03	0	0	0	0	0.00
Gume	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Gupu	0	0	2	948	0.23	0	0	0	0	0.00	0	0	12	0	0.00
Gust	0	0	0	0	0.00	0	1	0	97	0.03	0	0	0	0	0.00
Haba	1	8	1	4072	0.97	1	9	18	11099	3.73	0	3	2	0	0.00
Hach	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Heac	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	8	0	0	0.00
Heri	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Hesp1	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Hesp2	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Hest	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Hiat	0	0	0	0	0.00	0	1	13	7046	2.37	0	0	2	0	0.00
Hitr	1	3	0	1686	0.40	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Hogu	0	0	0	0	0.00	0	1	0	194	0.07	0	0	0	0	0.00
Hora	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Hupi	3	3	0	2193	0.52	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Hyhe	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Ilca	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Ilsp1	0	0	0	0	0.00	0	1	8	4379	1.47	0	0	0	0	0.00
Ilsp2	0	0	0	0	0.00	0	0	3	1713	0.58	0	0	0	0	0.00
Inal	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Inse	0	0	0	0	0.00	1	0	0	30	0.01	0	0	0	0	0.00
Lasp	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Lasp1	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Lasu	1	2	0	1209	0.29	2	0	0	121	0.04	0	0	0	0	0.00
Laut	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	0	30	0	0.00
Lepu	2	24	123	63640	15.19	1	6	49	26123	8.78	0	0	0	0	0.00
Liap	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	2	2	0	89	3.13
Lihe	0	0	0	0	0.00	8	17	15	11069	3.72	0	3	0	0	0.00
Liheg	0	7	1	3341	0.80	0	1	0	194	0.07	2	10	0	89	3.13
Lihy	7	4	0	3430	0.82	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Lili	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Lilo	4	12	0	6268	1.50	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Limo	4	9	0	4835	1.15	3	3	0	636	0.21	0	0	0	0	0.00
Lioc	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Lisp	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Lispr	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Liun	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Maac	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Maan	1	13	1	6460	1.54	0	2	0	291	0.10	0	0	0	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Mabi	0	4	0	1911	0.46	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Maco	1	3	0	1686	0.40	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Macsp	0	2	0	956	0.23	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Madi	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	0	2	0	0.00
Mafl	3	1	3	2659	0.63	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Magu	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Maguy	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Mama	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Mamu	0	1	0	478	0.11	2	2	8	4409	1.48	0	0	0	0	0.00
Mani	1	4	0	2164	0.52	2	5	7	4705	1.58	3	5	0	178	6.25
Mapu	1	2	39	17801	4.25	0	0	12	6281	2.11	0	0	0	0	0.00
Masp1	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Mata	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Maysp	0	0	0	0	0.00	0	0	1	285	0.10	0	0	0	0	0.00
Miga	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	0	2	0	0.00
Myca	0	1	3	1900	0.45	0	0	0	0	0.00	3	25	3	178	6.25
Mycf	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Mysp	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	8	0	0	0.00
Mysp1	0	0	0	0	0.00	0	1	0	97	0.03	0	2	0	0	0.00
Mysu	0	0	9	3793	0.91	0	0	4	1998	0.67	0	2	2	0	0.00
Neme	0	0	0	0	0.00	0	1	7	3808	1.28	0	0	0	0	0.00
Nesp	2	3	0	1940	0.46	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Neya	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Oces	0	0	1	474	0.11	0	0	57	29406	9.89	0	2	3	0	0.00
Ocsp	0	1	0	478	0.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Oeba	7	14	0	7730	1.85	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Orco	1	0	0	253	0.06	0	1	0	194	0.07	0	0	0	0	0.00
Oupo	0	0	0	0	0.00	1	0	0	30	0.01	0	0	0	0	0.00
Padi	0	0	0	0	0.00	4	3	2	1583	0.53	0	0	0	0	0.00
Pagu	0	3	0	1433	0.34	0	2	0	291	0.10	0	0	0	0	0.00
Paob	9	3	0	3458	0.83	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Paru	0	0	0	0	0.00	1	2	4	2416	0.81	0	2	0	0	0.00
Pepa	4	0	0	1012	0.24	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Peve	1	1	0	731	0.17	0	3	1	770	0.26	0	0	0	0	0.00
Pitr	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	7	7	0	356	12.50
Plin	0	0	0	0	0.00	0	2	8	4385	1.47	0	0	0	0	0.00
Pocf	1	0	0	253	0.06	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Poel	7	3	4	4848	1.16	1	2	3	1876	0.63	0	0	0	0	0.00
Pogo	1	1	0	731	0.17	0	1	0	97	0.03	0	0	0	0	0.00
Poor	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	7	0	0	0.00
Pove	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Prll	11	11	0	7309	1.75	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Prqui	0	0	7	2844	0.68	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Psde	0	0	2	948	0.23	1	0	3	1743	0.59	0	2	0	0	0.00
Pssp	1	4	0	2164	0.52	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Quff	0	0	0	0	0.00	0	0	1	285	0.10	0	0	0	0	0.00
Qulo	1	4	22	11646	2.78	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Quma	0	0	14	6163	1.47	0	0	1	285	0.10	0	0	0	0	0.00
Qurhy	0	2	9	4748	1.13	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Rigr	7	20	1	10593	2.53	0	4	0	678	0.23	0	0	0	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Rute	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	5	0	0	0.00
Sagu	0	1	0	478	0.11	4	2	3	1930	0.65	0	0	0	0	0.00
Sama	2	1	0	984	0.23	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Sior	0	0	0	0	0.00	1	2	3	2131	0.72	0	0	0	0	0.00
Swar	0	0	2	948	0.23	0	0	0	0	0.00	0	2	2	0	0.00
Swca	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Swle	0	4	0	1911	0.46	0	0	1	285	0.10	12	10	0	622	21.88
Swpi	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Sypa	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	2	3	0	89	3.13
Tada	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	5	0	0	0.00
Tagu	1	1	0	731	0.17	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Tain	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	0	2	0	0	0.00
Taph	2	2	0	1462	0.35	3	8	1	1794	0.60	0	0	0	0	0.00
Tepa	0	8	7	6189	1.48	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Tosp	1	2	18	8794	2.10	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Toum	1	3	0	1686	0.40	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Trru	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00	2	7	0	89	3.13
Vica	8	7	0	4638	1.11	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Vife	0	0	0	0	0.00	0	0	1	285	0.10	0	0	0	0	0.00
Visu	4	1	0	1490	0.36	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Voob	0	0	0	0	0.00	0	1	2	1050	0.35	0	0	0	0	0.00
Vove	0	1	0	478	0.11	1	6	0	1127	0.38	3	8	0	178	6.25
Xyem	7	7	7	7230	1.73	0	0	0	0	0.00	0	0	0	0	0.00
Zyca	0	2	1	1430	0.34	0	0	11	5710	1.92	0	0	0	0	0.00
Zyin	0	1	2	1426	0.34	0	0	7	3426	1.15	0	2	7	0	0.00

Especie	Condición del bosque														
	BNQ					BQA					BQM				
	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)	Ab Ar	Ab Ar Inf.	Ab Arb	PS	PS (%)
Zylo	0	7	19	10926	2.61	0	0	0	0	0.00	0	0	2	0	0.00
Total	228	430	427	418827	100	54	174	514	297477	100	53	288	158	2844	100

Tabla 8-7: Índice de valor de importancia ampliado (IVIA) para las especies de arbóreas y palmas de las categorías de fustales y latizales registradas en bosques no quemados (BNQ), quemados de moderada severidad e intensidad (BQM) y quemados de alta severidad e intensidad (BQA), ubicados en las RNSC Bojanawi, RNSC Doñana y RNSC Los Robles.

En donde: **IVI** es el índice de valor de importancia, **RN (%)** es el relativo del índice de regeneración natural y **PS (%)** es el relativo del índice de posición sociológica.

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Acni	0.00	0.00	0.00	0.00	2.62	1.73	1.45	5.80	9.48	1.71	0.00	11.19
Acst	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.96	0.10	4.06	0.00	0.40	0.00	0.40
Aldi	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03	1.32	0.00	0.00	1.32
Aled	0.00	0.89	0.34	1.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Amgl	1.14	0.00	0.11	1.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Amob	4.68	0.00	1.15	5.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Anme	0.67	0.00	0.06	0.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Asja	8.32	12.26	10.33	30.91	7.31	6.08	28.00	41.39	3.49	20.75	0.00	24.24
Blsp	0.85	0.00	0.11	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Bovi	0.72	0.00	0.11	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Buoc	0.68	0.00	0.11	0.79	2.70	0.00	0.00	2.70	0.00	0.00	0.00	0.00
Bupr	0.78	0.00	0.11	0.89	7.98	3.46	0.58	12.01	1.28	0.95	3.13	5.35
Buvi	3.66	0.00	0.06	3.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Byja	0.00	0.00	0.00	0.00	2.66	0.00	0.00	2.66	0.00	0.00	0.00	0.00
Cabr	1.62	0.00	0.12	1.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Caco	8.18	2.79	3.94	14.90	11.16	7.47	0.03	18.67	1.66	0.00	3.13	4.78
Cahe	1.51	0.00	0.17	1.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Caim	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.10	1.10	6.29	1.61	0.00	7.90
Call	13.91	2.35	3.39	19.65	9.53	0.00	7.16	16.68	70.73	4.56	0.00	75.29
Cami	19.28	0.00	1.01	20.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Capa	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03	1.22	0.00	0.00	1.22
Cape	0.69	0.00	0.11	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Caru	1.07	0.00	0.34	1.41	3.81	0.00	0.00	3.81	0.00	0.00	3.13	3.13
Casp	1.25	3.35	1.93	6.52	2.23	10.15	0.58	12.96	0.00	0.66	0.00	0.66
Casp2	0.00	0.00	0.00	0.00	2.23	0.00	0.00	2.23	0.00	0.00	0.00	0.00
Chan	0.69	0.00	0.11	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Chlo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03	1.40	0.00	0.00	1.40
Chsp	0.00	0.00	0.00	0.00	7.20	0.00	0.00	7.20	0.00	0.00	3.13	3.13
Clbr	0.67	0.00	0.11	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Clni	0.68	0.00	0.06	0.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Como	3.45	2.02	0.86	6.32	0.00	1.73	1.73	3.46	8.44	2.35	0.00	10.78
Copa	0.00	0.00	0.00	0.00	9.99	3.46	0.87	14.31	4.01	1.29	0.00	5.30
Copu	1.56	0.67	0.29	2.52	0.00	3.46	0.19	3.65	0.00	0.45	0.00	0.45
Cosp	0.80	0.00	0.11	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cosu	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.35	0.10	4.45	0.00	0.40	0.00	0.40

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Cove	1.37	0.00	0.23	1.59	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	1.34	0.00	1.34
Crcu	0.67	0.00	0.11	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cyba	0.00	0.67	0.11	0.79	7.23	0.00	0.19	7.42	0.00	0.45	3.13	3.57
Cyma	0.68	0.00	0.06	0.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cymar	0.75	0.00	0.11	0.87	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cysp	1.20	0.00	0.17	1.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dean	0.81	0.00	0.11	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dica	0.67	0.00	0.11	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dies	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.10	1.12	0.00	0.00	1.12
Dige	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.23	0.23	6.31	0.00	0.00	6.31
Dima	4.77	0.00	0.23	5.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Dipu	4.62	0.00	0.12	4.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Diun	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.07	3.38	0.00	0.00	3.38
Dumi	7.70	1.68	2.70	12.08	20.34	4.35	1.22	25.91	2.19	2.35	9.38	13.91
Dusp	0.85	0.00	0.11	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Elgl	5.17	0.00	0.99	6.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Elqu	1.84	0.00	0.34	2.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Enan	1.07	0.00	0.34	1.41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Espa	6.83	1.90	2.08	10.81	16.45	1.73	4.22	22.40	23.23	4.32	0.00	27.56
Esped	0.00	4.02	1.81	5.83	0.00	1.73	0.19	1.92	0.00	0.45	0.00	0.45
Essa	2.42	0.00	0.30	2.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Esse	0.00	0.00	0.00	0.00	5.13	0.00	0.00	5.13	0.00	0.00	0.00	0.00
Este	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.25	1.25	2.82	1.03	0.00	3.85
Etdu	0.00	0.00	0.00	0.00	9.77	0.00	0.00	9.77	0.00	0.00	3.13	3.13
Euch	0.87	1.79	0.91	3.57	0.00	0.00	0.77	0.77	0.00	1.45	0.00	1.45

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Eula	1.72	0.00	0.68	2.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Eupr	1.34	0.00	0.17	1.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Guau	2.86	0.00	0.23	3.10	16.72	0.00	0.00	16.72	0.00	0.00	6.25	6.25
Gugl	0.82	0.00	0.06	0.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Guhi	1.71	0.00	0.12	1.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Guma	0.96	0.00	0.17	1.13	0.00	0.00	0.03	0.03	1.17	0.00	0.00	1.17
Gume	0.89	0.00	0.17	1.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gupu	0.00	0.78	0.23	1.01	0.00	5.69	0.00	5.69	0.00	0.00	0.00	0.00
Gust	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.03	1.68	0.00	0.00	1.68
Haba	3.74	0.67	0.97	5.38	5.46	1.73	3.73	10.92	14.00	5.96	0.00	19.96
Hach	0.00	0.00	0.00	0.00	2.54	0.00	0.00	2.54	0.00	0.00	0.00	0.00
Heac	0.00	0.00	0.00	0.00	5.09	0.00	0.00	5.09	0.00	0.00	0.00	0.00
Heri	2.47	0.00	0.06	2.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hesp1	0.67	0.00	0.11	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hesp2	0.71	0.00	0.06	0.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hest	0.67	0.00	0.11	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hiat	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.73	2.37	4.10	0.98	4.40	0.00	5.38
Hitr	2.83	0.00	0.40	3.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hogu	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.07	1.90	0.00	0.00	1.90
Hora	0.74	0.00	0.11	0.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hupi	3.83	0.00	0.52	4.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hyhe	3.01	0.00	0.17	3.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ilca	0.67	0.00	0.06	0.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ilsp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.47	1.47	0.00	2.21	0.00	2.21
Ilsp2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.58	0.58	0.00	1.00	0.00	1.00

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Inal	0.00	0.00	0.00	0.00	2.28	0.00	0.00	2.28	0.00	0.00	0.00	0.00
Inse	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.97	0.00	0.00	0.97
Lasp	0.76	0.00	0.06	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lasp1	0.97	0.00	0.06	1.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lasu	1.58	0.00	0.29	1.87	0.00	0.00	0.04	0.04	1.82	0.00	0.00	1.82
Laut	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.60	0.00	10.60	0.00	0.00	0.00	0.00
Lepu	2.66	17.67	15.19	35.53	0.00	0.00	8.78	8.78	2.78	6.67	0.00	9.45
Liap	0.00	0.00	0.00	0.00	8.08	0.00	0.00	8.08	0.00	0.00	3.13	3.13
Lihe	0.00	0.00	0.00	0.00	3.67	0.00	3.72	7.39	29.64	2.16	0.00	31.80
Liheg	2.18	0.00	0.80	2.97	8.26	0.00	0.07	8.32	2.27	0.00	3.13	5.40
Lihy	5.17	0.00	0.82	5.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lili	0.68	0.00	0.11	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lilo	8.53	0.00	1.50	10.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Limo	5.66	0.00	1.15	6.81	0.00	0.00	0.21	0.21	5.11	0.00	0.00	5.11
Lioc	0.71	0.00	0.11	0.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lisp	1.08	0.00	0.06	1.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Lispr	1.48	0.00	0.17	1.66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Liun	1.71	0.00	0.06	1.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maac	0.93	0.00	0.06	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maan	4.45	0.00	1.54	5.99	0.00	0.00	0.10	0.10	1.54	0.00	0.00	1.54
Mabi	3.22	0.00	0.46	3.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maco	2.15	0.00	0.40	2.55	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Macsp	1.23	0.00	0.23	1.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Madi	0.00	0.00	0.00	0.00	2.92	0.00	0.00	2.92	0.00	0.00	0.00	0.00
Maf1	2.46	1.46	0.63	4.56	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Magu	0.75	0.00	0.06	0.81	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maguy	3.54	0.00	0.06	3.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mama	0.67	0.00	0.06	0.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mamu	0.70	0.00	0.11	0.82	0.00	0.00	1.48	1.48	8.49	1.42	0.00	9.91
Mani	2.19	0.00	0.52	2.71	8.77	0.00	1.58	10.35	7.37	1.92	6.25	15.55
Mapu	0.91	7.36	4.25	12.53	0.00	0.00	2.11	2.11	0.00	2.53	0.00	2.53
Masp1	1.34	0.00	0.06	1.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mata	1.93	0.00	0.17	2.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Maysp	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.10	1.25	0.00	0.00	1.25
Miga	0.00	0.00	0.00	0.00	2.20	0.00	0.00	2.20	0.00	0.00	0.00	0.00
Myca	0.00	1.57	0.45	2.02	4.19	9.26	0.00	13.45	0.00	0.00	6.25	6.25
Mycf	0.67	0.00	0.06	0.73	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mysp	0.00	0.00	0.00	0.00	5.71	0.00	0.00	5.71	0.00	0.00	0.00	0.00
Mysp1	0.00	0.00	0.00	0.00	2.35	0.00	0.03	2.38	0.98	0.00	0.00	0.98
Mysu	0.00	2.57	0.91	3.48	0.00	2.17	0.67	2.85	0.00	1.74	0.00	1.74
Neme	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.28	1.28	0.00	1.77	0.00	1.77
Nesp	4.28	0.00	0.46	4.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Neya	0.67	0.00	0.11	0.78	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Oces	0.00	0.67	0.11	0.79	0.00	3.90	9.89	13.79	0.00	8.51	0.00	8.51
Ocsp	0.80	0.00	0.11	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Oeba	7.45	0.78	1.85	10.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Orco	1.34	0.00	0.06	1.40	0.00	0.00	0.07	0.07	1.30	0.00	0.00	1.30
Oupo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.98	0.00	0.00	0.98
Padi	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.53	0.53	6.32	0.95	0.00	7.27
Pagu	1.08	0.00	0.34	1.42	0.00	0.00	0.10	0.10	1.53	0.00	0.00	1.53

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Paob	7.28	0.00	0.83	8.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Paru	0.00	0.00	0.00	0.00	2.98	0.00	0.81	3.79	4.06	1.05	0.00	5.11
Pepa	3.29	0.00	0.24	3.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Peve	2.11	0.00	0.17	2.29	0.00	0.00	0.26	0.26	4.03	0.00	0.00	4.03
Pitr	0.00	0.00	0.00	0.00	12.22	0.00	0.00	12.22	0.00	0.00	12.50	12.50
Plin	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.47	1.47	0.00	2.32	0.00	2.32
Pocf	0.71	0.00	0.06	0.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Poel	3.65	1.68	1.16	6.49	0.00	0.00	0.63	0.63	6.56	1.63	0.00	8.19
Pogo	1.36	0.00	0.17	1.53	0.00	0.00	0.03	0.03	1.19	0.00	0.00	1.19
Poor	0.00	0.00	0.00	0.00	8.45	0.00	0.00	8.45	0.00	0.00	0.00	0.00
Pove	0.00	0.00	0.00	0.00	7.19	0.00	0.00	7.19	0.00	0.00	0.00	0.00
Prll	7.01	0.00	1.75	8.75	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Prqui	0.00	1.79	0.68	2.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Psde	0.00	1.35	0.23	1.57	2.22	0.00	0.59	2.81	0.00	0.71	0.00	0.71
Pssp	3.42	0.00	0.52	3.94	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Qufl	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.10	0.00	0.40	0.00	0.40
Qulo	1.46	5.92	2.78	10.16	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Quma	0.00	2.56	1.47	4.04	0.00	0.00	0.10	0.10	0.00	0.40	0.00	0.40
Qurhy	0.00	2.23	1.13	3.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Rigr	9.13	0.00	2.53	11.66	0.00	0.00	0.23	0.23	2.84	0.00	0.00	2.84
Rute	0.00	0.00	0.00	0.00	8.01	0.00	0.00	8.01	0.00	0.00	0.00	0.00
Sagu	0.81	0.00	0.11	0.92	0.00	0.00	0.65	0.65	4.83	1.05	0.00	5.88
Sama	1.63	0.00	0.23	1.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sior	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.72	0.72	7.28	1.29	0.00	8.57
Swar	0.00	1.35	0.23	1.57	0.00	3.46	0.00	3.46	0.00	0.00	0.00	0.00

Especie	Condición del bosque											
	BNQ				BQA				BQM			
	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA	IVI	RN (%)	PS (%)	IVIA
Swca	4.40	0.00	0.17	4.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Swle	2.14	0.00	0.46	2.60	19.49	0.00	0.10	19.58	1.23	0.00	21.88	23.11
Swpi	0.00	0.00	0.00	0.00	3.67	0.00	0.00	3.67	0.00	0.00	0.00	0.00
Sypa	0.00	0.00	0.00	0.00	3.89	0.00	0.00	3.89	0.00	0.00	3.13	3.13
Tada	0.00	0.00	0.00	0.00	5.40	0.00	0.00	5.40	0.00	0.00	0.00	0.00
Tagu	2.15	0.00	0.17	2.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tain	0.00	0.00	0.00	0.00	2.49	0.00	0.00	2.49	0.00	0.00	0.00	0.00
Taph	3.45	0.00	0.35	3.80	0.00	0.00	0.60	0.60	14.77	0.00	0.00	14.77
Tepa	1.64	2.34	1.48	5.46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tosp	1.82	4.13	2.10	8.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Toum	1.29	0.00	0.40	1.70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Trru	0.00	0.00	0.00	0.00	5.48	0.00	0.00	5.48	0.00	0.00	3.13	3.13
Vica	3.97	0.00	1.11	5.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Vife	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.10	1.18	0.00	0.00	1.18
Visu	4.61	0.00	0.36	4.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Voob	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.35	4.88	0.00	0.00	4.88
Vove	0.80	0.00	0.11	0.91	11.96	0.00	0.38	12.34	6.68	0.00	6.25	12.93
Xyem	4.93	2.46	1.73	9.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Zyca	0.67	1.35	0.34	2.35	0.00	0.00	1.92	1.92	0.00	1.40	0.00	1.40
Zyin	0.00	1.46	0.34	1.80	0.00	6.08	1.15	7.23	0.00	2.00	0.00	2.00
Zylo	1.56	3.45	2.61	7.62	0.00	1.73	0.00	1.73	0.00	0.00	0.00	0.00
Total	300	100	100	500	300	100	100	500	300	100	100	500

Tabla 8-8: Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos para índices de diversidad taxonómica y funcional basados en especies.

La condición del bosque de p que indican efectos significativos del tipo de bosque está resaltados en negrita. Los valores R^2 marginales (R^2m) y condicionales (R^2c) se calcularon con `r.squaredGLMM` (método delta) del paquete R `MuMIn` (Barton, 2019).

Variable	Termino	Estimate	Std. Error	z value	p	R^2m	R^2c
Riqueza	(Intercepto)	2.001	0.117	17.043	<0,0001	0.455	0.757
	Condición del bosque (BQM)	0.310	0.220	1.409	<0,0001		
	Condición del bosque (BNQ)	1.194	0.172	6.925	<0,0001		
	Estrato (Latizales)	0.021	0.117	0.178	<0,0001		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.516	0.233	-2.212	<0,0001		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-1.024	0.184	-5.563	<0,0001		
Shaw	(Intercepto)	1.57	0.14	1.12	<0,0001	0.037	0.750
	Condición del bosque (BQM)	0.25	0.28	0.88	0.3827		
	Condición del bosque (BNQ)	1.25	0.24	5.20	<0,0001		
	Estrato (Latizales)	-0.04	0.16	-0.26	0.7936		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.34	0.32	-1.06	0.2976		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-1.06	0.29	-3.62	0.0012		
Pielou	(Intercepto)	-0.225	0.353	-0.635	0.525	0.001	0.571
	Condición del bosque (BQM)	0.062	0.698	0.089	0.929		
	Condición del bosque (BNQ)	0.107	0.592	0.181	0.857		
	Estrato (Latizales)	-0.028	0.374	-0.075	0.940		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.058	0.741	-0.078	0.938		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.097	0.674	-0.144	0.886		
Alpha Fisher	(Intercepto)	1.538	0.261	5.904	<0,0001	0.199	0.918

Variable	Termino	Estimate	Std. Error	z value	p	R ² m	R ² c
	Condición del bosque (BQM)	0.161	0.515	0.313	<0,0001		
	Condición del bosque (BNQ)	1.216	0.431	2.819	<0,0001		
	Estrato (Latizales)	-0.505	0.165	-3.061	<0,0001		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.356	0.292	1.218	<0,0001		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.604	0.234	-2.589	<0,0001		
Fdis	(Intercepto)	0.187	0.025	7.381	<0,0001	0.262	0.262
	Condición del bosque (BQM)	0.076	0.051	1.488	0.1463		
	Condición del bosque (BNQ)	0.176	0.044	3.994	0.0003		
	Estrato (Latizales)	-0.001	0.036	-0.017	0.9865		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.085	0.072	-1.189	0.2449		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.087	0.062	-1.400	0.173		
Feve	(Intercepto)	0.230	0.050	4.66	0.000	0.294	0.294
	Condición del bosque (BQM)	0.140	0.120	1.38	0.177		
	Condición del bosque (BNQ)	0.380	0.070	4.38	0.000		
	Estrato (Latizales)	0.030	0.070	0.5	0.622		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.250	0.170	-1.79	0.083		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.240	0.100	-1.91	0.066		
Fric	(Intercepto)	0.020	0.010	3.38	0.002	0.238	0.329
	Condición del bosque (BQM)	0.020	0.010	1.3	0.2042		
	Condición del bosque (BNQ)	0.040	0.010	3.7	0.0008		
	Estrato (Latizales)	0.002	0.010	0.25	0.8044		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.030	0.020	-1.88	0.0715		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.040	0.010	-2.78	0.0098		
Fdiv	(Intercepto)	0.230	0.050	4.58	0.000	0.368	0.382
	Condición del bosque (BQM)	0.100	0.110	0.98	0.3363		
	Condición del bosque (BNQ)	0.410	0.060	6.45	<0,0001		

Variable	Termino	Estimate	Std. Error	z value	p	R ² m	R ² c
	Estrato (Latizales)	0.020	0.070	0.24	0.8152		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.210	0.150	-1.45	0.1577		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.250	0.090	-2.83	0.0087		
Redundancia	(Intercepto)	0.3	0.25	1.19	0.2418	0.450	0.450
	Condición del bosque (BQM)	-0.53	0.5	-1.06	0.2955		
	Condición del bosque (BNQ)	-1.83	0.43	-4.26	0.0002		
	Estrato (Latizales)	0.29	0.26	1.13	0.2701		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.63	0.52	1.21	0.2359		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	1.66	0.45	3.66	0.0011		

Tabla 8-9: Medias de rasgos ponderados por la comunidad (CWM) para cada rasgo funcional en las diferentes condiciones y estratos de bosque.

Condición del bosque	Transecto	Estrato	Deciduos	Perennes	Semidecuidos	Anemocoria	Autocoria	Hidrocoria	Ictocoria	Zoocoria aerea	Zoocoria terrestre	Sin capacidad de rebrote	Con capacidad de rebrote	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura maxima (mt)
BNQ	B_B7	Adultos	0.024	0.747	0.229	0.000	0.012	0.205	0.265	0.157	0.361	0.181	0.819	0.676	22.494
BNQ	B_B8	Adultos	0.057	0.679	0.264	0.019	0.000	0.151	0.509	0.038	0.283	0.208	0.792	0.684	20.094
BNQ	B_B9	Adultos	0.041	0.735	0.224	0.000	0.000	0.143	0.490	0.163	0.204	0.184	0.816	0.708	21.000
BNQ	B_R1	Adultos	0.111	0.704	0.185	0.037	0.111	0.222	0.352	0.148	0.130	0.556	0.444	0.639	19.019
BNQ	B_R2	Adultos	0.058	0.827	0.115	0.077	0.154	0.038	0.385	0.038	0.308	0.462	0.538	0.645	19.865
BNQ	B_R3	Adultos	0.075	0.821	0.104	0.015	0.060	0.179	0.403	0.090	0.254	0.433	0.567	0.684	20.836
BNQ	B_UB1	Adultos	0.018	0.927	0.055	0.018	0.018	0.127	0.455	0.091	0.291	0.073	0.927	0.753	23.473
BNQ	B_UB2	Adultos	0.127	0.778	0.095	0.000	0.254	0.079	0.238	0.190	0.238	0.381	0.619	0.660	22.302
BNQ	B_UB3	Adultos	0.082	0.694	0.224	0.184	0.061	0.102	0.245	0.102	0.306	0.612	0.388	0.616	19.000
BNQ	B_UB1	Latizales	0.368	0.579	0.053	0.000	0.000	0.140	0.596	0.123	0.140	0.754	0.246	0.786	19.430
BNQ	B_UB2	Latizales	0.000	1.000	0.000	0.000	0.044	0.118	0.500	0.074	0.265	0.691	0.309	0.684	15.471

Condición del bosque	Transecto	Estrato	Deciduos	Perennes	Semideci duos	Anemocoria	Autocoria	Hidrocoria	Ictocoria	Zoocoria aerea	Zoocoria terrestre	Sin capacidad de rebrote	Con capacidad de rebrote	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura maxima (mt)
BNQ	B_UB3	Latizales	0.031	0.938	0.031	0.000	0.000	0.063	0.438	0.375	0.125	0.875	0.125	0.701	12.875
BNQ	B_B7	Latizales	0.377	0.585	0.038	0.000	0.000	0.170	0.698	0.075	0.057	0.717	0.283	0.730	22.453
BNQ	B_B8	Latizales	0.706	0.294	0.000	0.000	0.000	0.000	0.941	0.059	0.000	1.000	0.000	0.735	18.529
BNQ	B_B9	Latizales	0.100	0.650	0.250	0.000	0.000	0.163	0.288	0.225	0.325	0.613	0.388	0.697	20.563
BNQ	B_R1	Latizales	0.000	0.542	0.458	0.000	0.000	0.042	0.917	0.000	0.042	0.250	0.750	0.639	23.042
BNQ	B_R2	Latizales	0.387	0.355	0.258	0.000	0.000	0.097	0.710	0.032	0.161	0.516	0.484	0.718	22.742
BNQ	B_R3	Latizales	0.611	0.319	0.069	0.000	0.028	0.056	0.681	0.097	0.139	0.806	0.194	0.759	19.028
BQM	B_B10	Adultos	0.067	0.667	0.267	0.000	0.067	0.200	0.067	0.267	0.400	0.267	0.733	0.757	21.133
BQM	B_B11	Adultos	0.482	0.286	0.232	0.250	0.000	0.161	0.036	0.089	0.464	0.393	0.607	0.686	22.875
BQM	B_B12	Adultos	0.283	0.358	0.358	0.189	0.132	0.057	0.302	0.075	0.245	0.453	0.547	0.648	23.849
BQM	B_B16	Adultos	0.056	0.611	0.333	0.139	0.333	0.278	0.111	0.056	0.083	0.306	0.694	0.624	21.028
BQM	B_B17	Adultos	0.000	0.250	0.750	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	1.000	0.761	11.250
BQM	B_B18	Adultos	0.000	0.667	0.333	0.000	0.167	0.167	0.583	0.083	0.000	0.333	0.667	0.756	17.667
BQM	B_B10	Latizales	0.125	0.750	0.125	0.000	0.375	0.000	0.125	0.125	0.375	0.250	0.750	0.665	21.875
BQM	B_B11	Latizales	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.143	0.143	0.286	0.429	1.000	0.000	0.701	11.714
BQM	B_B12	Latizales	0.000	0.900	0.100	0.000	0.050	0.150	0.050	0.000	0.750	0.900	0.100	0.659	14.500
BQM	B_B16	Latizales	0.000	0.875	0.125	0.000	0.000	0.188	0.250	0.438	0.125	0.938	0.063	0.651	15.563
BQM	B_B17	Latizales	0.000	0.333	0.667	0.000	0.000	0.000	0.611	0.111	0.278	0.278	0.722	0.727	16.944
BQM	B_B18	Latizales	0.040	0.800	0.160	0.000	0.040	0.080	0.080	0.680	0.120	0.880	0.120	0.558	16.200
BQA	B_B13	Adultos	0.000	0.429	0.571	0.000	0.000	0.571	0.429	0.000	0.000	0.571	0.429	0.826	15.000
BQA	B_B14	Adultos	0.000	0.833	0.167	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.808	14.167
BQA	B_B15	Adultos	0.000	0.429	0.571	0.571	0.000	0.048	0.381	0.000	0.000	0.000	1.000	0.585	17.714
BQA	B_B4	Adultos	0.111	0.889	0.000	0.000	0.000	0.111	0.889	0.000	0.000	0.556	0.444	0.607	19.444
BQA	B_B5	Adultos	0.143	0.143	0.714	0.143	0.000	0.571	0.286	0.000	0.000	0.714	0.286	0.763	19.286
BQA	B_B6	Adultos	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.810	15.000
BQA	D_B1	Adultos	0.000	0.556	0.444	0.333	0.000	0.111	0.444	0.000	0.111	0.111	0.889	0.625	15.444

Condición del bosque	Transecto	Estrato	Deciduos	Perennes	Semideci duos	Anemocoria	Autocoria	Hidrocoria	Ictocoria	Zoocoria aerea	Zoocoria terrestre	Sin capacidad de rebrote	Con capacidad de rebrote	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura maxima (mt)
BQA	D_B2	Adultos	0.000	0.625	0.375	0.000	0.000	0.250	0.500	0.125	0.125	0.250	0.750	0.733	18.438
BQA	D_B3	Adultos	0.000	0.750	0.250	0.000	0.000	0.125	0.750	0.000	0.125	0.125	0.875	0.770	14.375
BQA	D_B4	Adultos	0.000	0.581	0.419	0.000	0.047	0.349	0.326	0.047	0.233	0.279	0.721	0.702	18.581
BQA	D_B5	Adultos	0.000	0.815	0.185	0.074	0.037	0.296	0.185	0.111	0.296	0.333	0.667	0.607	20.407
BQA	D_B6	Adultos	0.071	0.714	0.214	0.000	0.250	0.250	0.179	0.179	0.143	0.393	0.607	0.649	25.036
BQA	R_B1	Adultos	0.028	0.611	0.361	0.000	0.028	0.222	0.278	0.139	0.333	0.583	0.417	0.647	16.500
BQA	R_B2	Adultos	0.000	0.677	0.323	0.000	0.065	0.194	0.581	0.032	0.129	0.387	0.613	0.672	17.226
BQA	R_B3	Adultos	0.056	0.889	0.056	0.000	0.037	0.019	0.667	0.037	0.241	0.167	0.833	0.736	20.093
BQA	R_B4	Adultos	0.000	0.703	0.297	0.000	0.027	0.459	0.189	0.027	0.297	0.757	0.243	0.588	14.730
BQA	R_B5	Adultos	0.095	0.667	0.238	0.000	0.000	0.429	0.238	0.000	0.333	0.810	0.190	0.607	14.571
BQA	R_B6	Adultos	0.000	0.706	0.294	0.000	0.000	0.647	0.118	0.059	0.176	0.882	0.118	0.585	15.294
BQA	B_B13	Latizales	0.000	0.975	0.025	0.000	0.000	0.025	0.300	0.000	0.675	1.000	0.000	0.519	25.125
BQA	B_B14	Latizales	0.000	0.919	0.081	0.000	0.016	0.097	0.339	0.016	0.532	0.968	0.032	0.532	23.355
BQA	B_B15	Latizales	0.036	0.927	0.036	0.000	0.000	0.091	0.818	0.000	0.091	0.964	0.036	0.570	14.091
BQA	B_B4	Latizales	0.000	0.967	0.033	0.000	0.000	0.267	0.567	0.033	0.133	0.833	0.167	0.556	14.733
BQA	B_B5	Latizales	0.000	1.000	0.000	0.000	0.071	0.000	0.429	0.286	0.214	0.643	0.357	0.513	18.929
BQA	B_B6	Latizales	0.000	0.979	0.021	0.000	0.000	0.021	0.596	0.000	0.383	1.000	0.000	0.527	19.809
BQA	D_B1	Latizales	0.000	0.444	0.556	0.000	0.333	0.444	0.222	0.000	0.000	0.778	0.222	0.688	17.222
BQA	D_B2	Latizales	0.000	0.941	0.059	0.000	0.000	0.059	0.412	0.000	0.529	0.529	0.471	0.659	24.118
BQA	D_B3	Latizales	0.000	0.676	0.324	0.000	0.162	0.250	0.471	0.000	0.118	0.397	0.603	0.671	26.544
BQA	D_B4	Latizales	0.000	0.435	0.565	0.000	0.087	0.304	0.522	0.000	0.087	0.478	0.522	0.648	19.783
BQA	D_B5	Latizales	0.000	0.882	0.118	0.000	0.000	0.176	0.471	0.059	0.294	0.882	0.118	0.557	20.294
BQA	D_B6	Latizales	0.000	0.733	0.267	0.000	0.067	0.267	0.467	0.133	0.067	0.800	0.200	0.636	21.000
BQA	R_B1	Latizales	0.200	0.400	0.400	0.000	0.038	0.075	0.500	0.075	0.313	0.688	0.313	0.695	16.438
BQA	R_B2	Latizales	0.494	0.356	0.149	0.000	0.011	0.011	0.805	0.011	0.161	0.828	0.172	0.703	17.299
BQA	R_B3	Latizales	0.460	0.400	0.140	0.000	0.000	0.000	0.760	0.040	0.200	0.560	0.440	0.765	17.200

Condición del bosque	Transecto	Estrato	Deciduos	Perennes	Semidecuidos	Anemocoria	Autocoria	Hidrocoria	Ictocoria	Zoocoria aerea	Zoocoria terrestre	Sin capacidad de rebrote	Con capacidad de rebrote	Densidad de la madera (g/cm ³)	Altura maxima (mt)
BQA	R_B4	Latizales	0.162	0.568	0.270	0.000	0.072	0.207	0.414	0.036	0.252	0.856	0.144	0.604	19.919
BQA	R_B5	Latizales	0.098	0.537	0.366	0.000	0.098	0.195	0.488	0.122	0.098	0.829	0.171	0.615	17.927
BQA	R_B6	Latizales	0.021	0.793	0.186	0.000	0.055	0.219	0.418	0.122	0.186	0.764	0.236	0.592	17.342

Tabla 8-10: Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos para la riqueza de especies en cada rasgo funcional.

El tipo de bosque y el área del estrato se incluyeron como factores fijos y el transecto como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos del tipo de bosque están resaltados en negrita. Los valores R2 marginales (R2m) y condicionales (R2c) se calcularon con r.squaredGLMM (método delta) del paquete R MuMIn (Barton, 2019).

Variable	Termino	Estimador	Error estandar	t value	p	R ² m	R ² c
Caducifolios	(Intercepto)	1.889	0.280	6.755	<0.0001	0.290	0.445
	Condición del bosque (BQM)	-0.056	0.559	-0.099	0.922		
	Condición del bosque (BNQ)	1.333	0.484	2.753	0.010		
	Estrato (Latizales)	0.056	0.350	0.159	0.875		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.556	0.699	-2.225	0.034		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-2.278	0.606	-3.762	0.001		
Perennes	(Intercepto)	4.222	0.857	4.925	<0.0001	0.546	0.616
	Condición del bosque (BQM)	1.444	1.715	0.842	0.406		
	Condición del bosque (BNQ)	12.000	1.485	8.081	<0.0001		
	Estrato (Latizales)	0.833	1.115	0.747	0.461		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.667	2.230	-0.747	0.461		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-8.389	1.932	-4.343	0.000		
Semicaducifolios	(Intercepto)	1.833	0.331	5.541	<0.0001	0.453	0.454

Variable	Termino	Estimador	Error estandar	t value	p	R ² m	R ² c
	Condición del bosque (BQM)	1.333	0.662	2.015	0.053		
	Condición del bosque (BNQ)	2.611	0.573	4.556	0.000		
	Estrato (Latizales)	-0.722	0.467	-1.545	0.133		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.111	0.935	-1.188	0.244		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-3.500	0.810	-4.323	0.000		
Anemocoria	(Intercepto)	-0.318	0.294	-1.079	0.280	0.320	0.385
	Condición del bosque (BQM)	0.397	0.499	0.795	0.427		
	Condición del bosque (BNQ)	0.602	0.419	1.435	0.151		
	Estrato (Latizales)	-0.154	0.393	-0.392	0.695		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.792	1.139	-1.573	0.116		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-2.411	1.110	-2.172	0.030		
Autochory	(Intercepto)	0.368	0.196	1.875	0.061	0.987	0.987
	Condición del bosque (BQM)	-1.466	0.734	-1.998	0.046		
	Condición del bosque (BNQ)	0.571	0.286	1.993	0.046		
	Estrato (Latizales)	-1.312	0.426	-3.082	0.002		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-28.321	1923822.000	0.000	1.000		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.214	0.652	-0.328	0.743		
Hidrocoria	(Intercepto)	1.720	0.460	3.710	0.001	0.286	0.417
	Condición del bosque (BQM)	0.940	0.930	1.020	0.318		
	Condición del bosque (BNQ)	3.720	0.800	4.620	0.000		
	Estrato (Latizales)	0.440	0.590	0.750	0.460		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.440	1.190	-1.220	0.233		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-2.440	1.030	-2.380	0.024		
Ictocoria	(Intercepto)	3.111	0.549	5.665	<0.0001	0.334	0.535
	Condición del bosque (BQM)	0.389	1.098	0.354	0.726		
	Condición del bosque (BNQ)	4.000	0.951	4.205	0.000		
	Estrato (Latizales)	-0.722	0.649	-1.113	0.275		

Variable	Termino	Estimador	Error estandar	t value	p	R ² m	R ² c
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.111	1.298	-0.856	0.399		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-4.389	1.124	-3.905	0.001		
Zoocoria aerea	(Intercepto)	-0.944	0.378	-2.499	0.012	0.565	0.565
	Condición del bosque (BQM)	1.551	0.483	3.207	0.001		
	Condición del bosque (BNQ)	2.659	0.404	6.590	0.000		
	Estrato (Latizales)	1.273	0.428	2.977	0.003		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.591	0.631	-2.520	0.012		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-2.352	0.512	-4.597	0.000		
Zoocoria terrestre	(Intercepto)	0.201	0.213	0.941	0.347	0.255	0.255
	Condición del bosque (BQM)	-0.047	0.434	-0.107	0.915		
	Condición del bosque (BNQ)	1.240	0.268	4.627	0.000		
	Estrato (Latizales)	-0.095	0.309	-0.308	0.758		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.452	0.582	0.777	0.437		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.709	0.425	-1.669	0.095		
Sin capacidad de rebrote	(Intercepto)	0.889	0.513	1.734	0.093	0.596	0.596
	Condición del bosque (BQM)	0.778	1.025	0.759	0.454		
	Condición del bosque (BNQ)	8.000	0.888	9.010	<0.0001		
	Estrato (Latizales)	2.389	0.725	3.295	0.003		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-2.722	1.450	-1.877	0.070		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-6.167	1.256	-4.911	<0.0001		
Capacidad de rebrote	(Intercepto)	7.056	0.874	8.069	<0.0001	0.455	0.576
	Condición del bosque (BQM)	1.944	1.749	1.112	0.275		
	Condición del bosque (BNQ)	7.944	1.515	5.245	<0.0001		
	Estrato (Latizales)	-2.222	1.090	-2.039	0.050		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.611	2.180	-0.739	0.466		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-8.000	1.888	-4.238	0.000		

Tabla 8-11: Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos para los valores medios ponderados de la comunidad (CWM) para cada característica funcional.

El tipo de bosque y el área del estrato se incluyeron como factores fijos y el transecto como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos del tipo de bosque están resaltados en negrita. Los valores R^2 marginales (R^2m) y condicionales (R^2c) se calcularon con `r.squaredGLMM` (método delta) del paquete `R MuMIn` (Barton, 2019).

Variable	Termino	Estimate	Error estandar	t value	p	R^2m	R^2c
Caducifolios	(Intercepto)	-3.586	1.429	-2.510	0.012	0.078	0.200
	Condición del bosque (BQM)	1.665	1.827	0.911	0.362		
	Condición del bosque (BNQ)	0.849	1.961	0.433	0.665		
	Estrato (Latizales)	1.071	1.632	0.656	0.512		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-2.754	3.139	-0.877	0.380		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.401	2.177	0.184	0.854		
Perennes	(Intercepto)	0.668	0.050	13.356	<0.0001	0.144	0.144
	Condición del bosque (BQM)	-0.194	0.100	-1.945	0.061		
	Condición del bosque (BNQ)	0.100	0.087	1.160	0.255		
	Estrato (Latizales)	0.051	0.071	0.721	0.477		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.252	0.141	1.785	0.084		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.234	0.122	-1.914	0.065		
Semicaducifolios	(Intercepto)	-3.586	1.429	-2.510	0.012	0.078	0.200
	Condición del bosque (BQM)	1.665	1.827	0.911	0.362		

Variable	Termino	Estimate	Error estandar	t value	p	R ² m	R ² c
	Condición del bosque (BNQ)	0.849	1.961	0.433	0.665		
	Estrato (Latizales)	1.071	1.632	0.656	0.512		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-2.754	3.139	-0.877	0.380		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.401	2.177	0.184	0.854		
Anemocoria	(Intercepto)	-2.786	0.974	-2.861	0.004	0.807	0.816
	Condición del bosque (BQM)	0.441	1.688	0.261	0.794		
	Condición del bosque (BNQ)	-0.463	1.980	-0.234	0.815		
	Estrato (Latizales)	-18.502	9835.034	-0.002	0.998		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.453	19806.640	0.000	1.000		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.452	17154.140	0.000	1.000		
Autocoria	(Intercepto)	-3.608	1.448	-2.491	0.013	0.047	0.121
	Condición del bosque (BQM)	1.449	1.923	0.753	0.451		
	Condición del bosque (BNQ)	1.007	1.924	0.523	0.601		
	Estrato (Latizales)	0.723	1.741	0.415	0.678		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-1.130	2.572	-0.440	0.660		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-2.955	4.293	-0.688	0.491		
Hidrocoria	(Intercepto)	0.258	0.033	7.951	<0.0001	0.166	0.198
	Condición del bosque (BQM)	-0.115	0.065	-1.766	0.088		
	Condición del bosque (BNQ)	-0.120	0.056	-2.129	0.042		
	Estrato (Latizales)	-0.108	0.045	-2.393	0.023		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.058	0.090	0.640	0.527		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.063	0.078	0.812	0.423		

Variable	Termino	Estimate	Error estandar	t value	p	R ² m	R ² c
Intocoria	(Intercepto)	0.469	0.051	9.279	<0.0001	0.286	0.308
	Condición del bosque (BQM)	-0.286	0.101	-2.827	0.008		
	Condición del bosque (BNQ)	-0.098	0.088	-1.114	0.274		
	Estrato (Latizales)	0.031	0.070	0.441	0.663		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.004	0.141	-0.031	0.976		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.239	0.122	1.958	0.060		
Zoocoria aerea	(Intercept)	-3.175	1.175	-2.703	0.007	0.042	0.165
	Forest type (BQM)	0.807	1.818	0.444	0.657		
	Forest type (BNQ)	0.990	1.573	0.629	0.529		
	Stratum (Saplings)	0.213	1.547	0.137	0.891		
	Forest type (BQM): Stratum (Saplings)	0.843	2.181	0.387	0.699		
	Forest type (BNQ): Stratum (Saplings)	-0.171	2.079	-0.082	0.934		
Zoocoria terrestre	(Intercepto)	0.141	0.042	3.385	0.002	0.170	0.170
	Condición del bosque (BQM)	0.224	0.083	2.686	0.012		
	Condición del bosque (BNQ)	0.123	0.072	1.696	0.100		
	Estrato (Latizales)	0.099	0.059	1.684	0.103		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.119	0.118	-1.007	0.322		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.224	0.102	-2.191	0.036		
Sin capacidad de rebrote	(Intercepto)	0.384	0.056	6.857	<0.0001	0.400	0.439
	Condición del bosque (BQM)	-0.092	0.112	-0.825	0.416		
	Condición del bosque (BNQ)	-0.041	0.097	-0.425	0.674		
	Estrato (Latizales)	0.382	0.077	4.986	<0.0001		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.034	0.153	0.219	0.828		

Variable	Termino	Estimate	Error estandar	t value	p	R ² m	R ² c
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-0.034	0.133	-0.255	0.800		
Con capacidad de rebrote	(Intercepto)	0.616	0.056	10.983	<0.0001	0.400	0.439
	Condición del bosque (BQM)	0.092	0.112	0.825	0.416		
	Condición del bosque (BNQ)	0.041	0.097	0.425	0.674		
	Estrato (Latizales)	-0.382	0.077	-4.986	<0.0001		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-0.034	0.153	-0.219	0.828		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.034	0.133	0.255	0.800		
Densidad de la madera	(Intercepto)	0.684	0.016	42.565	<0.0001	0.225	0.225
	Condición del bosque (BQM)	0.021	0.032	0.648	0.522		
	Condición del bosque (BNQ)	-0.010	0.028	-0.374	0.711		
	Estrato (Latizales)	-0.071	0.023	-3.105	0.004		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	0.025	0.045	0.559	0.580		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	0.113	0.039	2.870	0.007		
Altura máxima	(Intercepto)	17.295	0.759	22.796	<0.0001	0.171	0.171
	Condición del bosque (BQM)	2.339	1.517	1.541	0.134		
	Condición del bosque (BNQ)	3.603	1.314	2.742	0.010		
	Estrato (Latizales)	2.212	1.073	2.062	0.048		
	Condición del bosque (BQM): Estrato (Latizales)	-5.713	2.146	-2.662	0.012		
	Condición del bosque (BNQ): Estrato (Latizales)	-3.762	1.858	-2.024	0.052		

Tabla 8-12: Resultados de los cálculos básicos de las métricas de disimilitudes funcionales.

A) Riqueza funcional

Rasgos	Estrato	FRi	FRt	a
Presencia/ausencia	Adultos	4.27E-10	3.96E-10	3.05E-11
	Latizales	2.65E-10	2.31E-10	3.48E-11
Cuantitativos	Adultos	38.17	15.48	22.69
	Latizales	25.80	10.87	14.93

Donde: FRi es la suma de los valores de riqueza funcional de todos los sitios; FRt en la riqueza funcional total en el conjunto de datos y "a" es el análogo de múltiples sitios del término de riqueza funcional compartida. Rasgos de presencia/ausencia (fenología foliar, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y cuantitativos (altura máxima y densidad de la madera).

B) Matriz que contiene la riqueza funcional compartida entre pares de sitios.

ADULTOS								LATIZALES							
Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos				Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos			
	BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ
BQA	0E+00	0E+00	0	BQA	0	0	0	BQA	0E+00	0E+00	0	BQA	0	0	0
BQM	2E-11	0E+00	0	BQM	10.09	0	0	BQM	2E-11	0E+00	0	BQM	7.75	0	0
BNQ	2E-11	2E-11	0	BNQ	12.36	10.30	0	BNQ	2E-11	2E-11	0	BNQ	7.18	6.38	0

Donde: Rasgos de presencia/ausencia (fenología foliar, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y cuantitativos (altura máxima y densidad de la madera).

C) Matriz que contiene la riqueza funcional no compartida entre pares de sitios.

ADULTOS								LATIZALES							
Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos				Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos			
	BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ
BQA	0E+00	1E-10	1E-10	BQA	0	3.65	1.38	BQA	0E+00	1E-10	1E-10	BQA	0	2.27	2.83
BQM	1E-10	0E+00	1E-10	BQM	0.33	0	0.12	BQM	4E-11	0E+00	4E-11	BQM	0	0	1.37
BNQ	2E-10	2E-10	0E+00	BNQ	1.64	3.70	0	BNQ	6E-11	7E-11	0E+00	BNQ	0.86	1.66	0

Donde: Rasgos de presencia/ausencia (fenología foliar, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y cuantitativos (altura máxima y densidad de la madera).

D) Matriz que contiene la riqueza funcional total no compartida entre pares de sitios.

ADULTOS								LATIZALES							
Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos				Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos			
	BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ
BQA	0E+00	2E-10	3E-10	BQA	0	3.99	3.02	BQA	0E+00	1E-10	2E-10	BQA	0	2.27	3.69
BQM	2E-10	0E+00	3E-10	BQM	3.99	0	3.82	BQM	1E-10	0E+00	1E-10	BQM	2.27	0	3.03
BNQ	3E-10	3E-10	0E+00	BNQ	3.02	3.82	0	BNQ	2E-10	1E-10	0E+00	BNQ	3.69	3.03	0

Donde: Rasgos de presencia/ausencia (fenología foliar, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y cuantitativos (altura máxima y densidad de la madera).

E) Matriz que contiene la riqueza funcional máxima total no compartida entre pares de sitios

ADULTOS								LATIZALES							
Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos				Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos			
	BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ
BQA	0E+00	1E-10	2E-10	BQA	0	3.65	1.64	BQA	0E+00	1E-10	1E-10	BQA	0	2.27	2.83

ADULTOS								LATIZALES							
Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos				Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos			
BQM	1E-10	0E+00	2E-10	BQM	3.65	0	3.70	BQM	1E-10	0E+00	7E-11	BQM	2.27	0	1.66
BNQ	2E-10	2E-10	0E+00	BNQ	1.64	3.70	0	BNQ	1E-10	7E-11	0E+00	BNQ	2.83	1.66	0

Donde: Rasgos de presencia/ausencia (fenología foliar, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y cuantitativos (altura máxima y densidad de la madera).

F) Matriz que contiene la riqueza funcional mínima total no compartida entre pares de sitios

ADULTOS								LATIZALES							
Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos				Rasgos de presencia/ausencia				Rasgos cuantitativos			
	BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ		BQA	BQM	BNQ
BQA	0E+00	1E-10	1E-10	BQA	0	0.33	1.38	BQA	0E+00	4E-11	6E-11	BQA	0	0	0.86
BQM	1E-10	0E+00	1E-10	BQM	0.33	0	0.12	BQM	4E-11	0E+00	4E-11	BQM	0	0	1.37
BNQ	1E-10	1E-10	0E+00	BNQ	1.38	0.12	0	BNQ	6E-11	4E-11	0E+00	BNQ	0.86	1.37	0

Donde: Rasgos de presencia/ausencia (fenología foliar, capacidad de rebrote, dispersión animal o dispersión física) y cuantitativos (altura máxima y densidad de la made

**8.2. Anexo B: Material suplementario del capítulo
“Variabilidad en rasgos funcionales de
especies forestales que se encuentran en
zonas afectadas y no afectadas por incendios”**

Tabla 8-13: Lista de las 10 especies con mayor dominancia por condición del bosque.

En donde las especies señaladas con un asterisco (*) se excluyeron del análisis de variabilidad interespecífica aquellas especies que no cumplieron con el número mínimo de individuos en óptimas condiciones fitosanitarias para realizar el muestreo en campo, o al ser de difícil acceso el dosel. Las especies señaladas con dos asteriscos (**) son palmas y por ende se excluyeron del análisis de variabilidad interespecífica.

Familia	Nombre científico	Código Especie	Freq	Abu	MeanAbu	W	AP	DV	DVp	Rank
Bosque no quemado										
PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	21	91	4.333	0.778	0.053	0.041	10.496	1
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	24	75	3.125	0.889	0.043	0.039	9.886	2
CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	14	99	7.071	0.519	0.057	0.030	7.612	3
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	18	67	3.722	0.667	0.039	0.026	6.624	4
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja**	12	86	7.167	0.444	0.050	0.022	5.668	5
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	18	53	2.944	0.667	0.031	0.020	5.240	6
BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	13	67	5.154	0.481	0.039	0.019	4.784	7
FABACEAE	<i>Macrolobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	15	55	3.667	0.556	0.032	0.018	4.531	8
APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	18	41	2.278	0.667	0.024	0.016	4.053	9
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr**	12	55	4.583	0.444	0.032	0.014	3.625	10
Bosque quemado de moderada severidad										
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	11	55	5.000	0.611	0.084	0.051	13.526	1
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	9	61	6.778	0.500	0.093	0.047	12.274	2
FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	9	43	4.778	0.500	0.066	0.033	8.652	3
Y6	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Copa	9	38	4.222	0.500	0.058	0.029	7.646	4
CHRYSOBALANACEAE	<i>Lacinia heteromorpha</i> (Benth.) Fritsch.	Lihe	9	34	3.778	0.500	0.052	0.026	6.841	5
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	6	41	6.833	0.333	0.063	0.021	5.500	6
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani*	9	25	2.778	0.500	0.038	0.019	5.030	7
FABACEAE	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	6	36	6.000	0.333	0.055	0.018	4.829	8
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea cf. trifoliata</i> Baill.	Pitr	9	21	2.333	0.500	0.032	0.016	4.225	9
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja**	6	17	2.833	0.333	0.026	0.009	2.280	10
Bosque quemado de alta severidad										
CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	18	82	4.556	1.000	0.380	0.380	65.952	1

Familia	Nombre científico	Código Especie	Freq	Abu	MeanAbu	W	AP	DV	DVp	Rank
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia venezuelana</i> Stafleu	Vove	6	44	7.333	0.333	0.204	0.068	11.796	2
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Copa	7	24	3.429	0.389	0.111	0.043	7.507	3
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja**	6	27	4.500	0.333	0.125	0.042	7.239	4
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> (Benth.) Fritsch.	Lihe	6	11	1.833	0.333	0.051	0.017	2.949	5
FABACEAE	<i>Macrobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	3	13	4.333	0.167	0.060	0.010	1.743	6
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	6	6	1.000	0.333	0.028	0.009	1.609	7
FABACEAE	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	Acni*	3	3	1.000	0.167	0.014	0.002	0.402	8
MYRTACEAE	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	3	3	1.000	0.167	0.014	0.002	0.402	9
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob*	3	3	1.000	0.167	0.014	0.002	0.402	10

Tabla 8-14: Lista de especies indicadores por cada condición del bosque.

En donde: **A** representa la especificidad, la cual se define como la proporción de individuos de una especie presente en cada condición del bosque. Un valor igual a 1 indica que la especie solo se encuentra en esa condición específica del bosque. Por otro lado, **B** se refiere a la fidelidad de la especie, que es la probabilidad de encontrarla en cada condición analizada del bosque. Además, el término '**Stat**' se utiliza para denotar el valor de indicación, donde un valor cercano a 1 indica un mayor incremento en la probabilidad de que la especie sea considerada indicadora de la condición de bosque evaluada. "Códigos de significancia: 0 "****", 0.001 "***", 0.01 "**", 0.05 ".".

Bosque no quemado						
Familia	Nombre científico	Código especie	A	B	stat	p value
PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	1	0.778	0.882	0.005**
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	1	0.667	0.816	0.005**
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	1	0.667	0.816	0.005**
APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	1	0.667	0.816	0.005**
BURSERACEAE	<i>Protium Ilanorum</i> Cuatrec.	Prll	1	0.482	0.694	0.005**
SAPOTACEAE	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	1	0.444	0.667	0.005**

Bosque no quemado						
Familia	Nombre científico	Código especie	A	B	stat	p value
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr	1	0.444	0.667	0.005**
FABACEAE	<i>Macrobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	0.738	0.556	0.64	0.01**
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	1	0.407	0.638	0.005**
CLUSIACEAE	<i>Tovomita spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	1	0.370	0.609	0.005**
ANNONACEAE	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Xyem	1	0.370	0.609	0.01**
CARYOCARACEAE	<i>Caryocar</i> cf. <i>microcarpum</i> Ducke	Cami	1	0.333	0.577	0.005**
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	1	0.333	0.577	0.005**
FABACEAE	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	Hyhe	1	0.333	0.577	0.005**
ARECACEAE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	1	0.333	0.577	0.01**
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Sama	1	0.333	0.577	0.005**
MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	1	0.333	0.577	0.005**
FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	1	0.333	0.577	0.005**
LAURACEAE	<i>Indeterminada</i> sp. 2	Lape	1	0.296	0.544	0.005**
SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	0.842	0.333	0.53	0.005**
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	1	0.259	0.509	0.005**
MORACEAE	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Ducke	Brgu	1	0.222	0.471	0.02*
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cabr	1	0.222	0.471	0.02*
FABACEAE	<i>Campsiandra comosa</i> Benth.	Caco	1	0.222	0.471	0.01**
FABACEAE	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Cyspr	1	0.222	0.471	0.02*
FABACEAE	<i>Diploptropis martiusii</i> Benth.	Dima	1	0.222	0.471	0.015*
FABACEAE	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	1	0.222	0.471	0.01**
OCHNACEAE	<i>Elvasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	1	0.222	0.471	0.01**
ANNONACEAE	<i>Guatteria maypurensis</i> Kunth	Guma	1	0.222	0.471	0.01**
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella elongata</i> Mart. & Zucc.	Hiel	1	0.222	0.471	0.02*
ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	1	0.222	0.471	0.015*
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	Lihy	1	0.222	0.471	0.015*
MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	1	0.222	0.471	0.015*

Bosque no quemado						
Familia	Nombre científico	Código especie	A	B	stat	p value
APOCYNACEAE	<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A. DC.	Mata	1	0.222	0.471	0.015*
SAPOTACEAE	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	Pogo	1	0.222	0.471	0.015*
ANNONACEAE	<i>Pseudoxandra cuspidata</i> Maas	Pscu	1	0.222	0.471	0.02*
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tagu	1	0.222	0.471	0.03*
MYRISTICACEAE	<i>Virola parviflora</i> Ducke	Vipa	1	0.222	0.471	0.015*
SALICACEAE	<i>Laetia suaveolens</i> (Poepp.) Benth.	Lasu	0.857	0.222	0.436	0.04*
MELASTOMATACEAE	<i>Henriettea stellaris</i> O. Berg ex Triana	Hest	1	0.148	0.385	0.04*

Bosque quemado de moderada severidad e intensidad						
Familia	Nombre científico	Código especie	A	B	stat	p value
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea cf. trifoliata</i> Baill.	Pitr	1	0.500	0.707	0.005**
FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	0.843	0.500	0.649	0.005**
POLYGONACEAE	<i>Ruprechtia tenuiflora</i> Benth.	Rute	1	0.389	0.624	0.005**
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	0.714	0.500	0.598	0.01**
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes sp.</i>	Calsp	1	0.333	0.577	0.005**
FABACEAE	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	1	0.333	0.577	0.005**
SAPOTACEAE	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Poor	1	0.333	0.577	0.005**
FABACEAE	<i>Pterocarpus dubius</i> Spreng.	Ptdu	1	0.333	0.577	0.005**
FABACEAE	<i>Tachigali davidsei</i> Zarucchi & Herend.	Tada	1	0.333	0.577	0.005**
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	0.616	0.500	0.555	0.03*
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Copa	0.613	0.500	0.554	0.015*
MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> Mart. ex A.Juss.	Bupr	0.889	0.333	0.544	0.005**
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	0.837	0.333	0.528	0.02*
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	Liap	0.750	0.333	0.5	0.015*
CONNARACEAE	<i>Connarus cf. venezuelanus</i> Baill.	Cove	0.682	0.333	0.477	0.045*
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima japurensis</i> A.Juss.	Byja	1	0.222	0.471	0.005**
MYRTACEAE	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	1	0.222	0.471	0.01**

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)
			Media	2.42	0.76	132.33	214.51	756.4	308.79	0.2	2.55
			D.E.	0.68	0.3	20.75	139.35	295.2	66.43	0.02	0.41
			Mín	0.77	0.21	45.27	22.64	210	245.03	0.12	1.73
			Máx	4.45	2	193.7	922.38	2000	746.27	0.29	3.84
			Media na	2.52	0.74	134.15	183.71	740	298.11	0.2	2.51
APOCYNACEA E	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	n	50	50	50	50	50	50	500	150
			Media	2.06	0.52	48.76	98.89	519.3	249.97	0.34	2.55
			D.E.	0.48	0.15	9.18	25.59	154.45	29.31	0.05	0.3
			Mín	1.24	0.29	27.1	53.91	287	190.78	0.23	1.94
			Máx	3.16	1.05	64.4	165.79	1046	356.27	0.48	3.93
			Media na	1.95	0.52	50.74	91.83	521	249.44	0.34	2.52
BIGNONIACEA E	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	n	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	5.86	1.99	191.64	101.07	1992.2	346.15	0.13	3.77
			D.E.	2.78	0.84	75.1	24.56	842.58	37.74	0.03	1.88
			Mín	2.77	0.8	103.92	47.89	800	246.29	0.08	1.3
			Máx	15.45	4.57	456.05	164.2	4570	413.33	0.2	8.1
			Media na	5.25	1.85	180.63	100.79	1850	351.73	0.11	3.2
BURSERACEA E	<i>Protium Ilanorum</i> Cuatrec.	Prll	n	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	5.89	1.52	179.27	129.41	1517.8	252.82	0.19	2.25
			D.E.	1.95	0.62	101.28	74.15	616.99	40.21	0.02	1.21
			Mín	2.34	0.46	21.51	22.54	460	150.94	0.15	0.43
			Máx	10.6	2.93	438.44	394.99	2930	295.72	0.31	4.95
			Media na	5.87	1.56	174.07	136.71	1555	268.18	0.19	1.77
CALOPHYLLA CEAE	<i>Caraipa Ilanorum</i> Cuatrec.	Call	n	230	230	230	230	230	230	2200	280
			Media	0.79	0.27	20.6	78.9	268.96	357.29	0.34	9.38

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)	
CHRYSOBALA NACEAE			D.E.	0.39	0.13	9.18	22.44	134.65	75.84	0.05	3.75	
			Mín	0.32	0.1	9.06	28.82	100	166.67	0.19	1.8	
			Máx	2.36	0.93	48.76	168.21	930	603.77	0.59	17.95	
			Media na	0.64	0.23	17.41	72.24	230	376.98	0.34	9	
	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Copa	n	50	50	50	50	50	50	50	499	50
			Media	2.03	0.47	48.75	112.63	471.4	231.45	0.31	8.85	
			D.E.	0.51	0.18	13.21	37.76	181.68	62.88	0.05	5.86	
			Mín	1.18	0.16	30.69	65.01	160	122.17	0.2	1.1	
			Máx	3.71	1.09	98.99	209.04	1090	388.49	0.47	23.2	
			Media na	2.04	0.46	47.45	97.77	455	224.23	0.3	6.9	
	<i>Hirtella elongata</i> Mart. & Zucc.	Hiel	n	50	50	50	50	50	50	50	330	150
			Media	1.98	0.7	97.33	153.2	700.2	358.38	0.01	4.01	
			D.E.	0.53	0.18	15.98	63.81	182.53	41.69	2.00E-03	0.97	
			Mín	0.59	0.25	69.73	68.2	250	247.62	0.01	1.07	
			Máx	3.06	1.15	125.83	379.63	1150	433.33	0.02	6.34	
			Media na	2.06	0.73	99	143.42	725	361.15	0.01	4.08	
	<i>Licania heteromorpha</i> (Benth.) Fritsch.	Lihe	n	50	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	1.44	0.54	48.89	89.29	537.96	379.43	0.25	14.9	
			D.E.	0.76	0.29	28.27	14.86	289.94	78.56	0.04	4.59	
			Mín	0.54	0.18	16.9	69.29	175	250	0.17	8	
			Máx	3.44	1.33	120.44	123.17	1331	706.1	0.45	25	
Media na			1.31	0.45	43.48	86.38	449	384.15	0.25	14		
<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	Lihy	n	20	20	20	20	20	20	20	400	190	
		Media	0.42	0.13	18.17	143.65	130	314.32	0.21	4.13		
		D.E.	0.12	0.04	3.92	21.63	37.42	27.04	0.05	0.67		

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)	
			Mín	0.25	0.07	12.77	112.75	70	260	0.14	2.52	
			Máx	0.63	0.2	24.85	197.97	200	363.64	0.37	6.37	
			Media na	0.41	0.12	17.86	141.53	120	316.43	0.19	4.11	
	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	n	50	50	50	50	50	50	50	1000	140
			Media	0.94	0.28	38.1	141.56	277.2	296.08	0.24	2.65	
			D.E.	0.3	0.09	9.02	19.68	86.26	30.55	0.06	0.41	
			Mín	0.44	0.12	19.72	106.1	120	141.41	0.13	1.91	
			Máx	1.98	0.53	59.61	185.59	530	333.33	0.44	4.02	
			Media na	0.89	0.28	37.6	144.55	280	298.91	0.22	2.62	
	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	n	50	50	50	50	50	50	50	500	270
			Media	2.34	0.68	82.08	123.76	677.2	288.57	0.25	2.39	
			D.E.	0.77	0.24	27.37	21.51	239.87	35.41	0.03	1.63	
			Mín	1.05	0.28	35.81	72.75	280	195.92	0.14	0.1	
			Máx	4.21	1.4	142.86	198.73	1400	446.01	0.34	8.54	
			Media na	2.3	0.65	77.09	120.91	650	287.91	0.25	2.38	
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea cf. trifoliata</i> Baill.	Pitr	n	50	50	50	50	50	50	500	50	
			Media	2.1	0.56	66.85	121.37	564.8	270.99	0.2	7.07	
			D.E.	0.55	0.16	16.88	23.74	159.38	43.86	0.05	1.23	
			Mín	0.89	0.23	30.78	78.77	225	150.97	0.13	4	
			Máx	3.41	1.05	95.45	207.76	1046	375.24	0.89	9	
			Media na	2.1	0.55	64.55	120.23	547	276.66	0.19	7	
FABACEAE	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	n	100	100	100	100	100	100	500	100	
			Media	8.11	2.83	312.79	122.68	2825.72	345.27	0.22	2.37	
			D.E.	3.21	1.37	119.61	55.29	1371.13	85.55	0.02	1.55	
			Mín	3.8	1	123.12	52.75	1000	183.18	0.12	0.35	

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)	
			Máx	18.45	7.94	685.06	479.07	7944	782.02	0.31	5.12	
			Media na	7.23	2.5	281.44	108.49	2496.5	355.35	0.22	2.18	
	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Cyspr	n	40	40	40	40	40	40	40	260	125
			Media	1.31	0.43	30.87	75.28	425.5	339.78	0.01	3.07	
			D.E.	0.67	0.19	13.09	17.17	193.89	68.35	3.90E-03	0.79	
			Mín	0.48	0.17	13.23	36.84	170	247.46	0.01	1.47	
			Máx	2.95	0.85	56.74	117.39	850	563.64	0.02	5.56	
			Media na	1.12	0.36	28	73.61	360	340.27	0.01	3.12	
	<i>Macrolobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	n	150	150	150	150	150	150	150	1500	50
			Media	1.67	0.51	71.32	141.44	509.13	311.73	0.18	4.43	
			D.E.	0.61	0.17	29.82	39.2	174.35	50.38	0.02	0.88	
			Mín	0.63	0.18	24.94	55.42	180	217.17	0.12	2.61	
			Máx	3.9	1.09	150.08	271.44	1090	456.79	0.25	6.13	
			Media na	1.55	0.45	66.93	145.69	450	303.15	0.18	4.22	
	<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth.	Peve	n	50	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	2.44	0.58	94.99	169.42	582.6	238.39	0.17	3.81	
			D.E.	1.01	0.26	34.06	24.81	257.7	25.55	0.02	0.9	
			Mín	0.53	0.13	28.54	130.31	130	165.64	0.1	0.34	
			Máx	6.73	1.66	216.8	244.52	1660	287.23	0.23	5.25	
			Media na	2.22	0.55	88.56	164.59	550	241.42	0.18	3.94	
<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	n	50	50	50	50	50	50	50	500	50	
		Media	1.02	0.31	38.69	126.08	305.8	301.7	0.18	0.76		
		D.E.	0.27	0.08	12.16	16.45	78.27	28.25	0.03	0.38		
		Mín	0.61	0.18	21.96	98.28	180	170.73	0.12	0.14		
		Máx	1.97	0.6	85.16	156.04	600	373.98	0.31	1.63		

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)
	Tachigali physophora (Huber) Zarucchi & Herend.	Taph	Media na	0.96	0.29	36.28	122.78	285	305.69	0.17	0.71
			n	20	20	20	20	20	20	180	50
			Media	1.35	0.5	23.57	47.94	501.5	372.38	0.02	4.35
			D.E.	0.24	0.09	4.99	11.08	93.04	28.56	0.01	0.95
			Mín	0.97	0.35	17.82	37.19	350	319.02	0.01	1.02
			Máx	1.98	0.76	38.34	72.34	760	416.67	0.03	6.58
LECYTHIDACEAE	Eschweilera parvifolia (Aubl.) Miers	Espa	Media na	1.33	0.5	22.87	43.95	495	374.59	0.02	4.3
			n	70	70	70	70	70	70	700	100
			Media	1.5	0.5	40.56	82.42	498.86	338.29	0.14	2.11
			D.E.	0.62	0.2	16.61	17.71	198.14	45.42	0.08	0.79
			Mín	0.56	0.2	16.54	46.52	200	217.39	0.01	0.41
			Máx	3.34	1.26	93.34	131.07	1260	432.2	0.3	4.7
	Gustavia augusta L.	Guau	Media na	1.38	0.49	38.37	79.72	490	347.53	0.17	2.31
			n	50	50	50	50	50	50	600	50
			Media	3.56	1.18	114.41	103.06	1181.4	332.41	0.24	6.72
			D.E.	1.42	0.49	41.47	33.49	487.45	59.87	0.04	2.16
			Mín	1.99	0.62	39.91	40.28	620	274.25	0.14	2.1
MORACEAE	Brosimum guianense (Aubl.) Ducke	Brgu	Máx	8.1	2.5	220.83	226.26	2500	587.96	0.35	12.2
			Media na	3.19	1	110.87	98.76	1000	315.67	0.25	6.65
			n	20	20	20	20	20	20	200	50
			Media	0.44	0.11	15.07	154.5	105	241.17	0.01	2.94
			D.E.	0.07	0.03	2.34	42.59	31.71	83.31	3.20E-03	0.45
			Mín	0.33	0.06	10.74	93.57	60	130.44	0.01	2.15
			Máx	0.55	0.15	20.35	228.25	150	388.89	0.02	4.01
			Media na	0.44	0.1	14.42	150.08	100	200.08	0.01	2.86

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)
MYRISTICACEAE	<i>Virola parviflora</i> Ducke	Vipa	n	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	1.79	0.37	52.79	165.88	370.3	205.96	0.31	2.18
			D.E.	1.14	0.28	33.76	77.56	284.07	76.4	0.05	0.43
			Mín	0.67	0.08	24.81	72.86	79	78.93	0.21	1.45
			Máx	6.91	1.33	155.97	423.38	1330	410.78	0.46	3
			Media na	1.44	0.27	36.2	135.23	274.5	181.03	0.3	2
	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	n	50	50	50	50	50	50	500	140
			Media	1.67	0.44	50.64	119.84	435.4	257.98	0.24	1.82
			D.E.	0.48	0.14	14.56	19.29	139.24	29.4	0.02	0.31
			Mín	0.58	0.13	22.09	86.58	130	191.78	0.2	1.17
			Máx	2.53	0.72	74.6	184.46	720	333.33	0.31	3.17
			Media na	1.63	0.44	50.63	116.22	440	263.15	0.24	1.81
MYRTACEAE	<i>Eugenia amblyosepala</i> McVaugh	Euam	n	50	50	50	50	50	50	1000	199
			Media	0.35	0.05	21.87	491.54	46.4	134.43	0.15	3.45
			D.E.	0.09	0.01	5.12	104.21	14.25	28.26	0.04	1.25
			Mín	0.2	0.02	13.76	281.01	20	85.71	0.06	0.7
			Máx	0.6	0.09	35.53	732.73	90	185.19	0.29	6.42
			Media na	0.32	0.05	20.54	478.55	50	131.88	0.14	3
	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	n	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	2.41	1.05	36.31	36.27	1045.2	437.72	0.28	5.49
			D.E.	0.49	0.21	7.09	10.58	210.01	65.05	0.06	1.59
			Mín	1.56	0.64	22.53	15.61	642	332.2	0.09	3
			Máx	3.96	1.56	48.24	65.73	1560	714.08	0.43	9
			Media na	2.41	1.04	36.51	36.88	1040.5	425.31	0.28	5.9
	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	n	90	90	90	90	90	90	1000	255

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)
PHYLLANTHACEAE			Media	1.05	0.34	37.89	125.15	338.67	321.63	0.21	2.6
			D.E.	0.55	0.18	15.99	32.03	184.25	45.28	0.05	0.71
			Mín	0.28	0.09	15.26	71.67	90	213.12	0.03	1.03
			Máx	2.63	0.86	84.07	231.95	860	478.26	0.31	4.81
			Media na	1.01	0.32	35.95	126.5	315	324.58	0.21	2.42
	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	n	50	50	50	50	50	50	500	50
			Media	2.66	0.57	34.39	61.2	568	217.49	0.34	11.91
			D.E.	0.73	0.11	8.77	13.59	112.58	25.98	0.05	4.55
			Mín	1.81	0.4	20.93	44.27	400	127.27	0.21	4.14
			Máx	6.05	0.79	64.41	101.76	790	268.42	0.51	21.19
			Media na	2.48	0.52	33.29	58.99	515	221.07	0.35	10.9
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	n	20	20	20	20	20	20	150	50
			Media	7.2	1.54	130.58	95.56	1543	218.47	0.02	2.2
			D.E.	4.35	0.93	48.88	28.05	933.89	47.27	0.01	0.37
			Mín	3.15	0.68	79.93	56.7	680	112.4	0.01	1.51
			Máx	18.23	3.84	247.24	176.88	3840	368.63	0.05	2.95
			Media na	5.25	1.11	113.73	93.06	1105	213.71	0.02	2.18
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	n	50	50	50	50	50	50	1100	161
			Media	1.42	0.26	33.86	134.63	255.4	184.54	0.2	2.3
			D.E.	0.59	0.09	12.22	19.39	92.89	29.52	0.04	0.85
			Mín	0.83	0.15	20.61	77.79	150	144	0.11	0.75
			Máx	2.83	0.46	63.12	180.95	460	270.59	0.31	6.13
			Media na	1.21	0.22	29.41	135.88	220	177.85	0.21	2.31
SAPOTACEAE	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	n	60	60	60	60	60	60	570	190
			Media	3.97	1.47	79.9	60.36	1473.23	377.1	0.35	6.04

Familia	Nombre científico	Código especie	Resumen	Peso Húmedo (g)	Peso Seco (g)	Área (cm ²)	AFE (cm ² /g)	Masa seca (mg)	CFMS (mg/g)	Espesor lamina (mm)	Grosor corteza (mm)	
			D.E.	1.47	0.57	26.06	27.2	572.98	74.99	0.14	1.36	
			Mín	1.73	0.71	32.76	27.43	707	253.37	0.04	3.07	
			Máx	8.91	3.51	129.38	123.65	3505	777.6	0.65	9.99	
			Media na	3.75	1.31	78.51	52.73	1307.5	373.08	0.37	5.91	
	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	n	50	50	50	50	50	50	50	700	140
			Media	1.52	0.48	41.99	98.08	479.48	307.75	0.27	4.4	
			D.E.	0.39	0.2	10.58	30.82	201.04	78.45	0.04	1.26	
			Mín	0.63	0.13	16.9	56.1	130	197.92	0.15	1.72	
			Máx	2.87	0.96	78.78	166.18	962	439.13	0.81	7.1	
			Media na	1.49	0.43	41.04	96.53	429.5	299.12	0.28	4.43	
	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubr év.) T.D.Penn.	Poor	n	50	50	50	50	50	50	500	50	
			Media	0.89	0.37	22.22	62.51	368.98	418.28	0.27	4.22	
			D.E.	0.16	0.07	1.88	14.56	67.82	62.79	0.03	1.08	
			Mín	0.59	0.19	18.12	37.98	186	280	0.21	3	
			Máx	1.3	0.53	25.02	126.31	534	590.84	0.33	6	
Media na			0.85	0.37	22.27	59.41	368	415.85	0.27	4		
VOCHYSIACE AE	<i>Vochysia venezuelana</i>	Vove	n	50	50	50	50	50	500	50		
			Media	0.53	0.15	16.15	116.23	154.8	287.57	0.35	6.4	
			D.E.	0.15	0.06	3.8	36.91	62.44	82.9	0.04	2.46	
			Mín	0.33	0.05	9.93	67.25	50	151.52	0.23	2.55	
			Máx	0.93	0.28	25.9	222.48	280	452.38	0.47	14.03	
			Media na	0.52	0.16	15.59	124.02	155	293.34	0.35	5.83	

Tabla 8-16: Valores medios ponderados por la comunidad (CWM) para cada rasgo funcional en las diferentes condiciones del bosque.

Los valores de CWM fueron calculados utilizando el paquete FD (Laliberté et al., 2022) en el software R.

Condición del bosque	Transecto	Area foliar	Area foliar específica	Contenido foliar de materia seca	Espesor foliar	Grosor de la corteza	Densidad de la madera	Altura máxima	Capacidad de rebrote	Caducidad del follaje
BQM	B_B10	204.15	113.590	322.349	0.197	3.383	0.750	8.946	0.396	2.402
BQM	B_B11	71.051	109.899	317.309	0.215	2.653	0.752	25.943	0.631	1.983
BQM	B_B12	44.958	100.393	327.538	0.265	4.435	0.589	21.469	0.595	1.574
BQA	B_B13	27.615	87.309	325.921	0.329	9.254	0.817	15.000	0.751	7.215
BQA	B_B14	22.658	79.264	355.329	0.316	9.042	0.804	14.484	1.000	6.920
BQA	B_B15	17.582	104.194	310.054	0.343	7.365	0.544	18.388	1.000	14.415
BQM	B_B16	36.731	119.796	254.819	0.241	4.184	0.617	21.852	0.729	1.603
BQM	B_B17	96.966	90.759	339.738	0.159	5.283	0.761	8.964	0.793	4.759
BQM	B_B18	34.904	81.811	333.457	0.263	8.151	0.738	14.731	0.565	1.456
BQA	B_B4	52.956	113.713	338.096	0.239	4.616	0.647	17.611	0.792	4.533
BQA	B_B5	31.094	85.914	344.417	0.292	7.760	0.728	14.513	0.718	2.422
BQA	B_B6	20.599	78.902	357.289	0.336	9.387	0.810	15.000	1.000	13.285
BNQ	B_B7	59.196	103.870	272.394	0.301	5.406	0.613	17.533	0.910	1.119
BNQ	B_B8	60.944	98.426	304.069	0.271	6.760	0.717	19.237	0.972	0.529
BNQ	B_B9	37.198	110.182	309.995	0.260	7.189	0.763	16.457	0.706	0.728
BNQ	B_R1	67.440	110.859	312.829	0.140	3.989	0.696	19.876	0.611	0.357
BNQ	B_R2	51.376	118.139	279.636	0.236	3.197	0.616	17.233	0.586	0.616
BNQ	B_R3	76.840	134.545	290.900	0.233	3.805	0.668	22.454	0.979	0.388
BNQ	B_UB1	42.114	89.051	303.085	0.295	6.867	0.763	21.665	0.879	0.678
BNQ	B_UB2	109.03	97.734	325.489	0.254	2.970	0.679	15.764	0.342	1.139
BNQ	B_UB3	151.52	159.457	297.420	0.187	3.329	0.731	16.415	0.477	0.662

Tabla 8-17: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para para el promedio ponderado por la comunidad (CWM) de cada rasgo funcional.

La condición del bosque se incluyó como un factor fijo, mientras que el transecto se consideró un factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos del tipo de bosque se resaltan en negrita.

Tipo	Rasgo	Termino	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	AIC	BIC	p-value
Rasgos foliares	Área foliar	(Intercepto)	4.2	0.16	26.27	<0.0001	202.17	206.35	0.0055
		Condición BQA	-0.9	0.26	-3.45	0.0006			
		Condición BQM	0.01	0.25	0.03	0.979			
	Área foliar específica	(Intercepto)	4.72	0.05	92.98	<0.0001	183.27	187.44	0.0566
		Condición BQA	-0.21	0.08	-2.59	0.0095			
		Condición BQM	-0.1	0.08	-1.19	0.2351			
	Contenido foliar de materia seca	(Intercepto)	5.7	0.02	260.98	<0.0001	194.6	198.78	0.007
		Condición BQA	0.12	0.03	3.63	0.0003			
		Condición BQM	0.05	0.03	1.56	0.1193			
	Espesor foliar	(Intercepto)	0.24	0.02	15.98	<0.0001	-44.46	-40.01	0.0094
		Condición BQA	0.07	0.02	2.82	0.0114			
		Condición BQM	-0.02	0.02	-0.77	0.4487			
Caducidad del follaje	(Intercepto)	-0.29	0.39	-0.74	0.4577	80.31	84.49	0.0001	
	Condición BQA	2.32	0.43	5.35	<0.0001				
	Condición BQM	1.1	0.49	2.25	0.0244				
Rasgos vegetativos	Altura máxima	(Intercepto)	2.91	0.08	37.55	<0.0001	125.18	129.36	0.4962
		Condición BQA	-0.15	0.13	-1.19	0.2354			
		Condición BQM	-0.08	0.13	-0.65	0.5169			
	Capacidad de rebrote	(Intercepto)	-0.25	0.38	-0.66	0.5061	49.34	53.52	0.9
		Condición BQA	0.25	0.56	0.45	0.6515			
		Condición BQM	0.07	0.59	0.12	0.9062			
Rasgos del tallo	Densidad de la madera	(Intercepto)	0.69	0.03	26.03	<0.0001	-24.07	-19.62	0.759
		Condición BQA	0.03	0.04	0.74	0.4715			

Tipo	Rasgo	Termino	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	AIC	BIC	p-value
	Grosor de la corteza	Condición BQM	0.01	0.04	0.17	0.8692			
		(Intercepto)	1.56	0.15	10.26	<0.0001	92.29	96.47	0.0421
		CondicionBQA	0.49	0.21	2.34	0.0191			
		CondicionBQM	-0.06	0.25	-0.24	0.8073			

Tabla 8-18: Valores de rasgos foliares de individuos de saladillo (*C. llanorum*) entre tres ambientes contrastantes que corresponden a bosques no quemados, bosques quemados de alta severidad e intensidad y sabanas arboladas.

Rasgo Foliar	Ambiente	n	Medias	D.E.	E.E.	CV	Mín	Máx
Peso húmedo foliar (g)	BNQ	110	1,14	0,43	0,04	37,79	0,45	2,36
	BQA	110	0,55	0,17	0,02	30,52	0,32	1,18
	S	110	0,74	0,26	0,03	35,61	0,17	1,56
Peso seco foliar (g)	BNQ	110	0,38	0,18	0,02	47,5	0,1	0,93
	BQA	110	0,22	0,07	0,01	29,22	0,12	0,45
	S	110	0,31	0,12	0,01	37,77	0,07	0,7
Área foliar (cm ²)	BNQ	110	26,24	10,13	0,97	38,62	9,22	48,76
	BQA	110	15,63	4,32	0,41	27,63	9,06	30,68
	S	110	22,28	7,99	0,76	35,88	6,33	48,31
Área foliar específica (cm ² /g)	BNQ	110	76,38	31,54	3,01	41,29	23,53	168,21
	BQA	110	70,93	8,78	0,84	12,37	55,51	117,07
	S	110	72,19	9,45	0,9	13,09	50,9	111,83
Contenido foliar de materia seca (mg/g)	BNQ	110	329,54	72,11	6,88	21,88	166,67	603,77
	BQA	110	406,89	40,67	3,88	10	293,18	530,09
	S	110	420,68	24,66	2,35	5,86	360,31	487,23
Contenido Hídrico	BNQ	110	220,64	83,66	7,98	37,92	65,63	500
	BQA	110	148,14	24,23	2,31	16,35	88,65	241,09
	S	110	138,51	13,83	1,32	9,99	105,24	177,54

Rasgo Foliar	Ambiente	n	Medias	D.E.	E.E.	CV	Mín	Máx
Espesor foliar (mm)	BNQ	110	0,33	0,04	3,70E-03	11,6	0,25	0,42
	BQA	110	0,35	0,05	0,01	15,29	0,23	0,47
	S	110	0,48	0,04	4,10E-03	8,87	0,39	0,59

Tabla 8-19: Valores Resultados de los modelos lineales generales y mixtos (MLG) para los rasgos foliares del saladillo según el ambiente contrastante (Bosque no quemado – BNQ, bosque quemado de alta severidad e intensidad – BQA y sabana arbolada - S).

El ambiente contrastante se incluyó como un factor fijo, mientras que la hoja anidada en el individuo se consideró como un factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos del tipo de bosque se resaltan en negrita.

Rasgo	Termino	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	AIC	BIC	p-value
Área foliar	(Intercepto)	26.24	2.01	297	13.03	<0.0001	2067.48	2090.22	0.003
	Sector: Bosque quemado	-10.61	2.85	30	-3.73	0.0008			
	Sector: Sabana arbolada	-3.96	2.85	30	-1.39	0.1748			
Área foliar específica	(Intercepto)	76.38	5.28	297	14.46	<0.0001	2606.87	2629.61	0.7486
	Sector: Bosque quemado	-5.45	7.47	30	-0.73	0.471			
	Sector: Sabana arbolada	-4.2	7.47	30	-0.56	0.5783			
Contenido foliar de materia seca	(Intercepto)	329.54	12.72	297	25.92	<0.0001	3281.61	3304.35	<0.0001
	Sector: Bosque quemado	77.34	17.98	30	4.3	0.0002			
	Sector: Sabana arbolada	91.14	17.98	30	5.07	<0.0001			
Espesor foliar	(Intercepto)	0.33	0.01	297	26.61	<0.0001	-1419.2	-1396.46	<0.0001
	Sector: Bosque quemado	0.01	0.02	30	0.81	0.4253			
	Sector: Sabana arbolada	0.15	0.02	30	8.44	<0.0001			
Contenido Hídrico	(Intercepto)	220.64	14.02	297	15.74	<0.0001	-1587.43	11.45	0.0004

Rasgo	Termino	Value	Std.Error	DF	t-value	p-value	AIC	BIC	p-value
	Sector: Bosque quemado	-72.5	19.82	30	-3.66	0.001			
	Sector: Sabana arbolada	-82.12	19.82	30	-4.14	0.0003			

Tabla 8-20: Matriz producto del análisis de componentes principales que muestra la variabilidad intraespecífica de rasgos foliares de *Caraipa llanorum*.

a) Matriz de correlación/Coeficientes

	Área (cm ²)	Espesor (mm)	AFE (cm ² /g)	CFMS (mg/g)	FMC (%)
Área foliar (cm ²)	1				
Espesor foliar (mm)	0,06	1			
AFE (cm ² /g)	0,9	-0,38	1		
CFMS (mg/g)	-0,69	0,68	-0,94	1	
FMC (%)	0,71	-0,66	0,95	-1	1

b) Matriz de correlación/Probabilidades

	Área (cm ²)	Espesor (mm)	AFE (cm ² /g)	CFMS (mg/g)	FMC (%)
Área foliar (cm ²)					
Espesor foliar (mm)	0,9627				
AFE (cm ² /g)	0,2849	0,7524			
CFMS (mg/g)	0,5157	0,5217	0,2307		

	Área (cm ²)	Espesor (mm)	AFE (cm ² /g)	CFMS (mg/g)	FMC (%)
FMC (%)	0,4944	0,543	0,2094	0,0213	

c) Autovalores

Lambda	Valor	Proporción	Prop Acum
1	3,86	0,77	0,77
2	1,14	0,23	1
3	0	0	1
4	0	0	1
5	0	0	1

d) Autovectores

Variables	e1	e2
Área foliar (cm²)	0,4	0,59
Espesor foliar (mm)	-0,29	0,77
AFE (cm²/g)	0,5	0,21
CFMS (mg/g)	-0,5	0,13
FMC (%)	0,51	-0,1

**8.3. Anexo C: Material suplementario del capítulo
“Tipos de combustible y diferencias en la
acumulación de cargas de combustible**

Tabla 8-21: Análisis de escala multidimensional no métrico (NMDS).

Análisis de escala multidimensional no métrico (NMDS) en donde NDMS1 y NDMS2 representan las dimensiones principales resultantes del análisis, resultado de la reducción de dimensionalidad para representar los datos de manera más compacta en un espacio de menor dimensión. NDMS1 y NDMS2 son ejes ortogonales entre sí y capturan la mayor parte de la variabilidad en los datos originales.

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
Fustales					
FABACEAE	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	Acni	Árbol	0.937	0.181
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Aldis	Árbol	-0.798	1.260
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa glaucophylla</i> Müll.Arg	Amgl	Árbol	-1.888	-1.554
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	-0.918	-1.564
LAURACEAE	<i>Aniba megaphylla</i> Mez	Anme	Árbol	0.126	-1.496
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	Palma	0.721	-0.462
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Bovi	Árbol	-0.075	-1.141
MORACEAE	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Brgu	Árbol	-1.778	-0.848
MORACEAE	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Brla	Árbol	-1.671	-0.264
MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> Mart. ex A.Juss.	Bupr	Árbol	-1.922	1.251
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia viridiflora</i> Ducke	Buvi	Árbol	-1.919	1.015
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima</i> cf. <i>japurensis</i> A.Juss.	Byja	Árbol	0.290	1.700
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cabr	Árbol	-0.315	-1.231
FABACEAE	<i>Campsiandra comosa</i> Benth.	Caco	Árbol	-1.772	-1.613
FABACEAE	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	Árbol	-1.992	1.135
CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	Árbol	1.857	-0.273

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes multiflora</i> O.Berg	Calmu	Árbol	-0.603	1.206
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp. 1	Calsp	Árbol	-0.633	1.581
CARYOCARACEAE	<i>Caryocar</i> cf. <i>microcarpum</i> Ducke	Cami	Árbol	-0.080	-1.372
OLACACEAE	<i>Chaunochiton angustifolium</i> Sleumer	Chan	Árbol	-0.077	-1.138
FABACEAE	<i>Clathrotropis</i> cf. <i>nitida</i> (Benth.) Harms	Clni	Árbol	-0.538	-1.667
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	Árbol	-0.725	-1.053
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Copa	Árbol	1.580	0.209
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia</i> sp. 1	Cosp	Árbol	-1.651	-0.261
CONNARACEAE	<i>Connarus</i> cf. <i>venezuelanus</i> Baill.	Cove	Árbol	-0.189	1.449
EUPHORBIACEAE	<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch	Crcu	Árbol	-0.775	1.033
FABACEAE	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	Árbol	0.253	2.341
FABACEAE	<i>Cynometra marginata</i> Benth.	Cyma	Árbol	-0.775	1.033
FABACEAE	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Cyspr	Árbol	-1.714	-0.605
FABACEAE	<i>Deguelia negrensis</i> (Benth.) Taub.	Dene	Liana	-1.888	-1.554
EBENACEAE	<i>Diospyros guianensis</i> (Aubl.) Gürke	Digui	Árbol	-0.798	1.260
FABACEAE	<i>Diploptropis martiusii</i> Benth.	Dima	Árbol	-1.814	-1.147
FABACEAE	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	Árbol	-1.678	-1.661
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> (Ladbr.) Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	Árbol	-0.442	1.311
SAPOTACEAE	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	Árbol	-0.647	-0.308
OCHNACEAE	<i>Elvasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	Árbol	-1.772	-1.613
LAURACEAE	<i>Endlicheria anomala</i> (Nees) Mez	Enan	Árbol	-0.769	1.026
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	Árbol	-1.642	0.693
MYRTACEAE	<i>Eugenia amblyosepala</i> McVaugh	Euam	Árbol	-0.798	1.260
MYRTACEAE	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	Árbol	-0.775	1.033
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr	Palma	-1.428	-1.632
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	Árbol	-0.078	1.969
MELIACEAE	<i>Guarea glabra</i> Vahl	Gugl	Árbol	-1.651	-0.261

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
ANNONACEAE	<i>Guatteria maypurensis</i> Kunth	Guma	Árbol	-0.661	-1.435
ANNONACEAE	<i>Guatteria aff. metensis</i> R.E.Fr.	Gume	Árbol	-0.765	-1.441
ANNONACEAE	<i>Guatteria subsessilis</i> Mart.	Gusub	Árbol	-1.651	-0.261
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	Árbol	-0.188	0.783
OLACACEAE	<i>Heisteria cf. acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Heac	Árbol	0.234	1.688
EUPHORBIACEAE	<i>Hevea sp.1</i>	Hesp1	Árbol	-0.745	-1.377
EUPHORBIACEAE	<i>Hevea sp.2</i>	Hesp2	Árbol	-0.189	-1.522
MELASTOMATACEAE	<i>Henriettea stellaris</i> O. Berg ex Triana	Hest	Árbol	-0.633	-1.074
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella elongata</i>	Hiel	Árbol	-1.751	-0.805
SALICACEAE	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	Hogui	Árbol	0.130	1.549
SALICACEAE	<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	Hora	Árbol	-0.077	-1.138
HUMIRIACEAE	<i>Humiriastrum piraparanense</i> Cuatrec.	Hupi	Árbol	-1.888	-1.554
FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hyco	Árbol	-0.717	-1.326
FABACEAE	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	Hyhe	Árbol	-1.631	-1.047
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex cf. cardonae</i> Steyerm.	Ilca	Árbol	-0.749	-1.401
LAURACEAE	Lauraceae sp.1	Lape	Árbol	-1.346	-0.739
SALICACEAE	<i>Laetia suaveolens</i> (Poepp.) Benth.	Lasu	Árbol	-0.258	-0.236
ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	Palma	-1.306	-1.750
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala var. aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	Árbol	0.008	1.268
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	Árbol	0.801	0.185
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	Lihy	Árbol	-0.063	-1.491
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania licaniiflora</i> (Sagot) S.F.Blake	Lili	Árbol	-0.749	-1.401
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	Árbol	-0.235	-1.280
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	-0.836	-1.591
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania cf. octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	Lioc	Árbol	-0.749	-1.401
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	Árbol	-1.405	-1.667
FABACEAE	<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	Maac	Árbol	-0.798	1.260

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
FABACEAE	<i>Maclobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	Árbol	0.771	-1.363
MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	Árbol	-0.024	-1.480
ARECACEAE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	Palma	-0.036	-1.423
EUPHORBIACEAE	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Magu	Árbol	-0.775	1.033
SAPINDACEAE	<i>Matayba</i> cf. <i>macrostylis</i> Radlk.	Mama	Árbol	-0.538	-1.667
FABACEAE	<i>Maclobium multijugum</i> (DC.) Benth.	Mamu	Árbol	0.714	-0.123
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	Árbol	-0.009	1.254
SAPINDACEAE	<i>Matayba</i> aff. <i>purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	Árbol	-0.765	-1.441
APOCYNACEAE	<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A.DC.	Mata	Árbol	-1.246	0.316
SAPOTACEAE	<i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	Mieg	Árbol	0.262	2.527
MELASTOMATAACEAE	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	Moac	Árbol	-1.651	-0.261
MYRTACEAE	<i>Myrcia</i> aff. <i>calycampa</i> Amshoff	Myca	Árbol	0.215	1.793
MYRTACEAE	cf. <i>Myrcia</i> sp. 1	Mycf	Árbol	0.126	-1.496
MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i> (Willd.) O.Berg	Myfl	Árbol	0.244	2.517
MYRTACEAE	<i>Myrtaceae</i> sp. 1	Mysp	Árbol	1.843	0.722
ARECACEAE	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	Oeba	Árbol	-1.391	-1.812
RUBIACEAE	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	Pagu	Árbol	-0.532	-1.666
APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	-1.028	-1.581
PROTEACEAE	<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	Paru	Árbol	0.904	0.323
FABACEAE	<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth.	Peve	Árbol	-1.656	-0.262
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea</i> cf. <i>trifoliata</i> Baill.	Pitr	Árbol	0.225	2.096
FABACEAE	<i>Poecilanthe amazonica</i> (Ducke) Ducke	Poam	Árbol	-0.538	-1.667
SAPOTACEAE	<i>Pouteria</i> sp. 2	Pocf2	Árbol	-0.749	-1.401
SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	-0.495	-0.921
SAPOTACEAE	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	Pogo	Árbol	-0.210	-1.459
SAPOTACEAE	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Poor	Árbol	0.227	1.845
BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	Árbol	-0.541	-1.370

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
ANNONACEAE	<i>Pseudoxandra cuspidata</i> Maas	Pscu	Árbol	-0.963	-1.133
FABACEAE	<i>Pterocarpus dubius</i> Spreng.	Ptdu	Árbol	0.219	2.206
OCHNACEAE	<i>Quiina longifolia</i> Spruce ex Planch. & Triana	Qulo	Árbol	0.165	-1.569
PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	Árbol	-0.722	-1.274
POLYGONACEAE	<i>Ruprechtia tenuiflora</i> Benth.	Rute	Árbol	0.272	2.240
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Sagu	Árbol	-1.394	-1.805
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Sama	Árbol	-0.913	-1.680
RUBIACEAE	<i>Simira rubescens</i> (Benth.) Bremek. ex Steyerm.	Siru	Árbol	-0.534	0.909
FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	Árbol	-0.026	1.829
FABACEAE	<i>Swartzia pittieri</i> Schery	Swpi	Árbol	-0.017	1.484
POLYGONACEAE	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Sypa	Árbol	0.281	2.536
FABACEAE	<i>Tachigali davidsei</i> Zarucchi & Herend.	Tada	Árbol	0.216	1.658
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tagu	Árbol	-1.503	-1.146
BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia cf. insignis</i> (Miq.) Sandwith	Tain	Árbol	-0.017	1.484
FABACEAE	<i>Tachigali physophora</i> (Huber) Zarucchi & Herend.	Taph	Árbol	0.075	0.133
BURSERACEAE	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Tepa	Árbol	-1.878	-1.564
CLUSIACEAE	<i>Tovomita cf. spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	-0.659	-1.658
MELIACEAE	<i>Trichilia aff. rubra</i> C.DC.	Trru	Árbol	0.262	2.527
MYRISTICACEAE	<i>Virola parvifolia</i> Ducke	Vipa	Árbol	-0.173	-1.465
MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	Árbol	-1.784	-1.349
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia ferruginea</i> Mart.	Vofe	Árbol	-0.068	-1.151
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob	Árbol	1.916	0.549
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia venezuelana</i> Stafleu	Vove	Árbol	1.822	0.434
ANNONACEAE	<i>Xylopiya emarginata</i> Mart.	Xyem	Árbol	-1.175	-1.572
FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	Árbol	-1.289	-0.601
FABACEAE	<i>Zygia inaequalis</i> (Willd.) Pittier	Zyin	Árbol	-0.749	-1.401
FABACEAE	<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Zyla	Árbol	0.210	1.584

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
Latizales					
FABACEAE	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	Acni	Árbol	7E-01	5E-01
RUBIACEAE	<i>Alibertia bertierifolia</i> K.Schum.	Albe	Árbol	-9E-01	-8E-02
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Aldis	Árbol	-1E+00	8E-02
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea fluviatilis</i> Secco	Alfl	Árbol	9E-01	7E-01
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa glaucophylla</i> Müll.Arg	Amgl	Árbol	-1E+00	-7E-02
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa guianensis</i> Aubl.	Amgu	Árbol	-1E+00	-3E-01
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	-4E-01	6E-01
BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma chrysoleucum</i> (Kunth) Sandwith	Anch	Liana	-1E+00	-3E-01
CELASTRACEAE	<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.	Ande	Liana	-1E+00	-3E-01
LAURACEAE	<i>Aniba guianensis</i> Aubl.	Angu	Árbol	-1E+00	2E-01
BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma karstenii</i> Bureau & K.Schum.	Anka	Liana	7E-01	-7E-01
LAURACEAE	<i>Aniba megaphylla</i> Mez	Anme	Árbol	-1E+00	-6E-01
ANACARDIACEAE	<i>Anacardiaceae</i> sp	Ansp	Liana	-1E+00	-3E-01
BIGNONIACEAE	<i>Arrabidaea</i> sp.	Arsp	Liana	3E-02	7E-01
ARECACEAE	<i>Astrocaryum acaule</i> Mart.	Asac	Palma	-1E+00	-3E-01
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	Palma	5E-01	-8E-01
ARECACEAE	<i>Bactris bidentula</i> Spruce	Babi	Palma	-7E-02	2E-01
FABACEAE	<i>Bauhinia glabra</i> Jacq.	Bagl	Liana	-3E-01	1E+00
MORACEAE	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Brgu	Árbol	-1E+00	-3E-01
MORACEAE	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Brla	Árbol	-1E+00	4E-01
POLYGALACEAE	<i>Bredemeyera lucida</i> (Benth.) Klotzsch ex Hassk.	Brlu	Liana	-1E+00	-1E-01
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia macrophylla</i> Spruce ex Eichler	Buma	Árbol	-1E+00	-1E-01
MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> Mart. ex A.Juss.	Bupr	Árbol	3E-01	1E-01
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia viridiflora</i> Ducke	Buvi	Árbol	-1E+00	2E-01
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima cf. japurensis</i> A.Juss.	Byja	Árbol	7E-01	-4E-02
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cabr	Árbol	-1E+00	-1E-01

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
FABACEAE	<i>Campsiandra comosa</i> Benth.	Caco	Árbol	-1E+00	7E-01
FABACEAE	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	Árbol	9E-01	7E-01
CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	Árbol	-1E-01	-2E-01
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes multiflora</i> O.Berg	Calmu	Árbol	-1E-01	6E-01
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp. 1	Calsp	Árbol	5E-01	8E-01
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp2.	Calsp2	Árbol	4E-01	8E-01
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes macrophylla</i> O.Berg	Cama	Árbol	4E-02	3E-01
CARYOCARACEAE	<i>Caryocar</i> cf. <i>microcarpum</i> Ducke	Cami	Árbol	-1E+00	2E-01
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> aff. <i>ruiziana</i> O. Berg	Caru	Árbol	-3E-01	7E-01
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp. 1	Casp	Árbol	-1E-01	1E-01
SALICACEAE	<i>Casearia zizyphoides</i> H.B.K.	Cazi	Árbol	3E-02	2E+00
SOLANACEAE	<i>Cestrum scandens</i> Vahl	Cesc	Liana	-9E-01	-3E-01
OLACACEAE	<i>Chaunochiton angustifolium</i> Sleumer	Chan	Árbol	-1E+00	-1E+00
RUBIACEAE	<i>Chomelia polyantha</i> S.F.Blake	Chpo	Arbusto	3E-01	1E+00
FABACEAE	<i>Clathrotropis</i> cf. <i>nitida</i> (Benth.) Harms	Clni	Árbol	-1E+00	-4E-01
VIOLACEAE	<i>Corynostylis carthagenensis</i> H. Karst	Coca	Arbusto	3E-02	2E+00
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	Árbol	-5E-01	6E-02
COMBRETACEAE	<i>Combretum frangulifolium</i> Kunth	Cofr	Árbol	4E-01	-1E-01
CONNARACEAE	<i>Connarus lambertii</i> (DC.) Britton	Cola	Liana	-9E-01	-3E-01
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba obovata</i> Kunth	Coob	Árbol	6E-01	1E+00
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Copa	Árbol	9E-01	-3E-01
CONNARACEAE	<i>Connarus ruber</i> (Poepp.) Planch.	Coru	Liana	-1E+00	-6E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia</i> sp. 1	Cosp	Árbol	-1E+00	4E-01
BORAGINACEAE	<i>Cordia tetrandra</i> Aubl.	Cote	Árbol	3E-01	7E-01
CONNARACEAE	<i>Connarus</i> cf. <i>venezuelanus</i> Baill.	Cove	Árbol	6E-01	7E-02
EUPHORBIACEAE	<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch	Crcu	Árbol	6E-01	7E-01
FABACEAE	<i>Crudia glaberrima</i> (Steud.) J.F.Macbr.	Crgl	Árbol	-1E+00	-7E-02

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
CAPPARACEAE	<i>Crateva tapia</i> L.	Crta	Árbol	3E-01	2E-01
FABACEAE	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	Árbol	-7E-01	9E-01
PRIMULACEAE	<i>Cybianthus fulvopulverulentus subsp. magnoliifolius</i> (Mez) Pipoly	Cyfu	Árbol	-1E+00	-7E-01
MYRSINACEAE	<i>Cybianthus llanorum</i> Pipoly	Cyll	Arbusto	-1E+00	-2E-01
FABACEAE	<i>Cynometra marginata</i> Benth.	Cyma	Árbol	-1E+00	7E-01
FABACEAE	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Cyspr	Árbol	-1E+00	2E-01
FABACEAE	<i>Dalbergia foliosa</i> (Benth.) A.M. Carvalho	Dafo	Arbolito	7E-01	-9E-03
FABACEAE	<i>Dalbergia hygrophila</i> (Mart. ex Benth.) Hoehne	Dahy	Arbusto	3E-01	7E-03
FABACEAE	<i>Dalbergia inundata</i> Benth.	Dain	Arbusto	1E-02	-3E-01
FABACEAE	<i>Dalbergia riedelii</i> (Benth.) Sandwith	Dari	Árbol	-6E-01	6E-01
FABACEAE	<i>Deguelia negrensis</i> (Benth.) Taub.	Dene	Liana	-1E+00	8E-02
ARECACEAE	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	Deor	Palma	-1E+00	-3E-01
ARECACEAE	<i>Desmoncus polyacanthos</i> Mart.	Depo	Palma	-1E+00	7E-01
FABACEAE	<i>Deguelia scandens</i> Aubl.	Desc	Liana	-6E-01	8E-01
PHYLLANTHACEAE	<i>Discocarpus gentryi</i> S.M.Hayden	Dige	Árbol	7E-01	5E-01
EBENACEAE	<i>Diospyros guianensis</i> (Aubl.) Gürke	Digui	Árbol	6E-01	-2E-02
FABACEAE	<i>Diploptropis martiusii</i> Benth.	Dima	Árbol	-9E-01	-2E-01
FABACEAE	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	Árbol	-1E+00	-8E-02
FABACEAE	<i>Dimorphandra unijuga</i> Tul.	Diun	Árbol	-1E+00	-4E-03
DILLENIACEAE	<i>Dolioscarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	Dode	Liana	-1E+00	-5E-01
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> (Ladbr.) Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	Árbol	6E-01	4E-01
OCHNACEAE	<i>Elvasia calophyllea</i> DC	Elca	Árbol	8E-01	-5E-02
SAPOTACEAE	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	Árbol	-5E-01	2E-01
OCHNACEAE	<i>Elvasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	Árbol	-1E+00	2E-02
LAURACEAE	<i>Endlicheria anomala</i> (Nees) Mez	Enan	Árbol	-3E-01	-2E-01
LAURACEAE	<i>Endlicheria verticillata</i> Mez	Enve	Árbol	-1E+00	-9E-01
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum divaricatum</i> Peyr	Erdi	Arbusto	-4E-01	1E+00

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum cataractarum</i> Peyr.	Eryca	Árbol	7E-02	1E+00
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	Árbol	-8E-02	2E-01
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg) Miers	Este	Árbol	9E-01	6E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia amblyosepala</i> McVaugh	Euam	Árbol	-2E+00	2E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	Árbol	-8E-01	-2E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	Eufl	Arbusto	-3E-02	6E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	Eufla	Arbusto	-2E-01	6E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia florida</i> DC.	Euflo	Árbol	-1E+00	7E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia cf. lambertiana</i> DC.	Eula	Arbusto	-1E+00	9E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	Euob	Arbusto	-6E-01	-4E-01
MYRTACEAE	<i>Eugenia pachystachya</i> McVaugh	Eupa	Arbolito	4E-01	-3E-01
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr	Palma	-1E+00	1E-01
RUBIACEAE	<i>Faramea capillipes</i> Müll.Arg.	Faca	Árbol	-1E+00	-2E-01
RUBIACEAE	<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A.Rich.	Faoc	Árbol	-1E+00	-8E-01
RUBIACEAE	<i>Faramea orinocensis</i> Standl.	Faor	Arbusto	-1E+00	-5E-01
RUBIACEAE	<i>Faramea tamberlikiana</i> Müll.Arg.	Fata	Árbol	-5E-01	6E-01
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	Árbol	4E-01	6E-01
ANNONACEAE	<i>Gutteria subsessilis</i> Mart.	Gusub	Árbol	-1E+00	-7E-02
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	Árbol	4E-01	-7E-01
OLACACEAE	<i>Heisteria cf. acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Heac	Árbol	-4E-01	2E-02
EUPHORBIACEAE	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Hegu	Árbol	-1E+00	-4E-01
MELASTOMATACEAE	<i>Henriettea martusii</i> (DC.) Naudin	Hema	Arbusto	9E-01	7E-02
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys orinocensis</i> (Kunth) A.Juss.	Heor	Liana	1E+00	8E-02
MELASTOMATACEAE	<i>Henriettea ovata</i> (Cogn.) Penneys, Michelang., Judd & Almeda	Heov	Árbol	-9E-01	-5E-03
OLACACEAE	<i>Heisteria spruceana</i> Engl.	Hesp	Árbol	-5E-01	-4E-01
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus attenuatus</i> (Benth.) Woodson	Hiat	Árbol	5E-01	-5E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella bullata</i> Benth.	Hibu	Árbol	-1E+00	-1E+00

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella elongata</i>	Hiel	Árbol	-1E+00	7E-02
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus semilunatus</i> Markgr.	Hise	Árbol	-1E+00	-5E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella subscandens</i> Spruce ex Hook.f.	Hisu	Árbol	-7E-01	-2E-02
SALICACEAE	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	Hogui	Árbol	1E-01	1E+00
SALICACEAE	<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	Hora	Árbol	2E-01	4E-01
FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hyco	Árbol	-1E+00	-2E-01
FABACEAE	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	Hyhe	Árbol	-1E+00	4E-01
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex inundata</i> Reissek	Ilin	Arbusto	-1E+00	-6E-01
RUBIACEAE	<i>Isertia rosea</i> Spruce ex K.Schum.	Isro	Árbol	-9E-01	-5E-03
RUBIACEAE	<i>Ixora acuminatissima</i> Müll. Arg	Ixac	Arbusto	1E-01	8E-01
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda orinocensis</i> Sandwith	Jaor	Árbol	1E+00	1E+00
LACISTEMATACEAE	<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	Laag	Árbol	-1E+00	4E-01
LAURACEAE	Lauraceae sp.1	Lape	Árbol	-1E+00	-2E-01
SALICACEAE	<i>Laetia suaveolens</i> (Poepp.) Benth.	Lasu	Árbol	4E-01	1E-01
ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	Palma	-7E-01	-4E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala</i> var. <i>aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	Árbol	3E-01	3E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	Árbol	3E-01	-5E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	Árbol	-1E+00	-6E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	-1E+00	-1E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	Árbol	-1E+00	-4E-01
FABACEAE	<i>Macrosamanea amplissima</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	Maam	Árbol	-1E+00	7E-02
FABACEAE	<i>Macrolobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	Árbol	-1E+00	-3E-01
SAPINDACEAE	<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Maar	Árbol	-1E+00	-4E-02
APOCYNACEAE	<i>Malouetia calva</i> Markgr.	Maca	Árbol	6E-01	-4E-01
MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	Árbol	-1E+00	-3E-01
ARECACEAE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	Palma	-1E+00	-4E-01
EUPHORBIACEAE	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Magu	Árbol	2E-01	9E-01

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
APOCYNACEAE	<i>Malouetia naias</i> M.E.Endress	Mana	Árbol	3E-02	1E+00
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	Árbol	7E-03	4E-02
RUBIACEAE	<i>Malanea obovata</i> Hochr	Maob	Liana	3E-02	2E+00
CONVOLVULACEAE	<i>Maripa paniculata</i> Barb. Rodr.	Mapa	Liana	-1E+00	-7E-02
SAPINDACEAE	<i>Matayba aff. purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	Árbol	-1E+00	-2E-02
APOCYNACEAE	<i>Marsdenia rubrofusca</i> E.Fourn.	Marub	Liana	2E+00	5E-01
APOCYNACEAE	<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A.DC.	Mata	Árbol	-4E-01	-5E-01
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea trianae</i> Pax	Matr	Árbol	-1E+00	-6E-01
APOCYNACEAE	<i>Malouetia virescens</i> Spruce ex Müll.Arg.	Mavi	Arbolito	-1E+00	1E-01
FABACEAE	<i>Macrolobium wurdackii</i> RS. Cowan	Mawu	Árbol	-8E-01	3E-01
APOCYNACEAE	<i>Microplumeria anomala</i> (Müll.Arg.) Markgr.	Mian	Árbol	3E-01	6E-01
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia aplostachya</i> (Bonpl.) DC.	Miap	Árbol	5E-02	-4E-01
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia borjensis</i> Wurdack.	Mibo	Arbusto	3E-01	2E-01
SAPOTACEAE	<i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	Mieg	Árbol	1E-01	2E+00
FABACEAE	<i>Mimosa microcephala</i> Willd.	Mimi	Arbusto	-1E+00	7E-01
FABACEAE	<i>Mimosa sp.1</i>	Misp	Arbusto	-1E+00	-9E-01
FABACEAE	<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	Mixa	Arbusto	-1E+00	-1E+00
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	Moac	Árbol	-9E-01	3E-01
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.	Mogu	Arbolito	-1E+00	-4E-01
MYRTACEAE	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	Árbol	1E-01	8E-01
MYRTACEAE	<i>cf. Myrcia sp.1</i>	Mycf	Árbol	-7E-02	3E-01
MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i> (Willd.) O.Berg	Myfl	Árbol	1E-01	9E-01
MYRTACEAE	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Mygu	Arbusto	-6E-01	4E-01
MYRTACEAE	<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh	Myrdub	Arbusto	2E+00	5E-01
MYRSINACEAE	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrgu	Árbol	-1E+00	-3E-01
MYRTACEAE	<i>Myrtaceae sp.1</i>	Mysp	Árbol	1E-01	5E-01
MYRTACEAE	<i>Myrcia subsessilis</i> O.Berg	Mysu	Árbol	1E-02	-2E-01

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
LAURACEAE	<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	Nehi	Árbol	7E-01	-4E-01
LAURACEAE	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	Árbol	-4E-01	2E-01
LAURACEAE	<i>Ocotea sanariapensis</i> Lasser	Ocsa	Arbusto	6E-01	-1E+00
OLACACEAE	<i>Olax cyanocarpa</i> (Sleumer) Christenh. & Byng	Olcy	Arbolito	-1E+00	-5E-01
FABACEAE	<i>Ormosia costulata</i> (Miq.) Kleinhoonte	Orco	Árbol	-1E+00	-8E-02
FABACEAE	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Orpa	Árbol	-1E+00	-2E-01
OCHNACEAE	<i>Ouratea acuminata</i> (DC.) Engl	Ouac	Árbol	-1E+00	8E-02
OCHNACEAE	<i>Ouratea brevipedicellata</i> Maguire & Steyerl.	Oubr	Arbusto	8E-01	2E-01
OCHNACEAE	<i>Ouratea polyantha</i> (Triana & Planch.) Engl.	Oupo	Árbol	-2E-01	-9E-01
SAPINDACEAE	<i>Paullinia alata</i> (Ruiz & Pav.) G. Don	Paal	Liana	-1E+00	9E-01
RUBIACEAE	<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	Pacr	Arbusto	5E-01	-6E-03
RUBIACEAE	<i>Palicourea croceoides</i> Ham.	Pacro	Arbusto	-1E-01	-2E-01
FABACEAE	<i>Parkia discolor</i> Benth.	Padi	Árbol	5E-01	-6E-01
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora franciscoi</i> C.Aguirre & M.Bonilla	Pafr	Trepadora	4E-01	4E-01
RUBIACEAE	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	Pagu	Árbol	-8E-01	2E-01
BIGNONIACEAE	<i>Pachyptera kerere</i> (Aubl.) Sandwith	Pake	Liana	6E-01	-2E+00
APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	-1E+00	-4E-01
PROTEACEAE	<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	Paru	Árbol	3E-01	-4E-01
CHRYSOBALANACEAE	<i>Parinari sprucei</i> Hook.f.	Pasp	Árbol	-1E+00	-8E-01
RUBIACEAE	<i>Palicourea</i> sp. 1	Pasp1	Arbusto	-1E+00	-5E-01
FABACEAE	<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth.	Peve	Árbol	-1E+00	6E-01
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus paezensis</i> Jabl.	Phpa	Arbusto	1E-01	1E+00
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea</i> cf. <i>trifoliata</i> Baill.	Pitr	Árbol	3E-02	1E+00
MYRTACEAE	<i>Plinia involucrata</i> (O.Berg) McVaugh	Plin	Árbol	-3E-01	1E-01
FABACEAE	<i>Poecilanthe amazonica</i> (Ducke) Ducke	Poam	Árbol	-8E-01	6E-02
SAPOTACEAE	<i>Pouteria</i> sp. 2	Pocf2	Árbol	-1E+00	7E-01
SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	-9E-01	-7E-02

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
SAPOTACEAE	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	Pogo	Árbol	9E-01	1E+00
SAPOTACEAE	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Poor	Árbol	5E-01	6E-01
RUBIACEAE	<i>Posoqueria panamensis</i> (Walp. & Duchass.) Walp.	Popa	Árbol	9E-02	1E+00
BURSERACEAE	<i>Protium grandifolium</i> Engl.	Prgr	Árbol	-1E+00	-9E-01
BURSERACEAE	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	Prgu	Árbol	-1E+00	-3E-01
BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	Árbol	-1E+00	-1E-01
RUBIACEAE	<i>Psychotria capitata</i> Ruiz & Pav.	Pzca	Arbusto	-7E-01	4E-01
ANNONACEAE	<i>Pseudoxandra cuspidata</i> Maas	Pscu	Árbol	-1E+00	-1E-01
MYRTACEAE	<i>Psidium cf. densicomum</i> Mart. ex DC.	Psde	Arbusto	1E+00	2E-01
RUBIACEAE	<i>Psychotria platypoda</i> DC.	Pspl	Arbusto	-1E+00	-3E-01
ANNONACEAE	<i>Pseudoxandra sp.</i>	Pssp	Arbusto	-3E-01	7E-01
RUBIACEAE	<i>Psychotria spiciflora</i> Standl.	Psspi	Arbusto	-1E+00	-6E-01
FABACEAE	<i>Pterocarpus dubius</i> Spreng.	Ptdu	Árbol	6E-01	-4E-01
OCHNACEAE	<i>Quiina florida</i> Tul.	Qufl	Árbol	-6E-01	5E-02
OCHNACEAE	<i>Quiina macrophylla</i> Tul.	Quma	Árbol	-8E-01	-1E-01
RUBIACEAE	<i>Randia hebecarpa</i> Benth.	Rahe	Arbusto	6E-01	1E+00
PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	Árbol	-9E-01	-2E-01
RUBIACEAE	<i>Rosenbergiodendron formosum</i> (Jacq.) Fagerl.	Rofo	Árbol	3E-01	2E+00
CONNARACEAE	<i>Rourea krukovii</i> Steyerm.	Rokr	Liana	-2E+00	2E-01
RUBIACEAE	<i>Rudgea cornifolia</i> (Kunth) Standl.	Ruco	Arbusto	-7E-01	1E-01
POLYGONACEAE	<i>Ruprechtia tenuiflora</i> Benth.	Rute	Árbol	4E-01	6E-01
SALICACEAE	<i>Ryania dentata</i> (Kunth) Miq.	Ryde	Arbusto	-1E+00	-7E-02
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Sagu	Árbol	-1E+00	-3E-01
CELASTRACEAE	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	Saim	Liana	-7E-01	9E-02
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Sama	Árbol	-1E+00	-4E-03
POLYGALACEAE	<i>Securidaca bialata</i> Benth	Sebi	Liana	-8E-02	1E+00
POLYGALACEAE	<i>Securidaca pendula</i> Bonpl. ex Steud.	Sepe	Trepadora	1E+00	5E-01

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
FABACEAE	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Sesi	Árbol	-9E-01	-3E-01
FABACEAE	<i>Senna wurdackii</i> H.S.Irwin & Barneby	Sewu	Arbusto	4E-01	-2E-01
SIMAROUBACEAE	<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	Sigu	Árbol	8E-01	-4E-01
SIMAROUBACEAE	<i>Simaba orinocensis</i> Kunth	Sior	Arbusto	6E-01	-1E-01
RUBIACEAE	<i>Simira rubescens</i> (Benth.) Bremek. ex Steyerl.	Siru	Árbol	3E-01	9E-01
SOLANACEAE	<i>Solanum monachophyllum</i> Dunal	Somo	Arbusto	8E-01	-1E-02
LOGANIACEAE	<i>Strychnos bredemeyeri</i> (Schult.) Sprague & Sandwith	Stbr	Liana	-9E-01	1E-01
RUBIACEAE	<i>Stachyarrhena duckei</i> Standl.	Stdu	Árbol	-9E-01	-4E-01
LOGANIACEAE	<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Strgu	Liana	-1E+00	2E-01
FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	Árbol	-1E-01	7E-01
POLYGONACEAE	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Sypa	Árbol	2E-01	1E+00
FABACEAE	<i>Tachigali davidsei</i> Zarucchi & Herend.	Tada	Árbol	4E-01	5E-01
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tagu	Árbol	-1E+00	-1E-01
FABACEAE	<i>Tachigali physophora</i> (Huber) Zarucchi & Herend.	Taph	Árbol	3E-01	6E-01
APOCYNACEAE	<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	Tasi	Arbusto	2E-01	2E-01
BURSERACEAE	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Tepa	Árbol	-9E-01	-2E-01
MELASTOMACEAE	<i>Tibouchina aspera</i> Aubl.	Tias	Arbusto	-3E-01	-3E-01
MELASTOMACEAE	<i>Tococa coronata</i> Benth.	Toco	Árbol	-1E+00	-1E-05
CLUSIACEAE	<i>Tovomita</i> cf. <i>spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	-9E-01	8E-02
MELIACEAE	<i>Trichilia</i> aff. <i>rubra</i> C.DC.	Trru	Árbol	-1E+00	3E-01
POLYGONACEAE	<i>Triplaris weigeltiana</i> (Rchb.) Kuntze	Trwe	Árbol	3E-01	1E+00
HYPERICACEAE	<i>Vismia japurensis</i> Rchb.f.	Vija	Árbol	-1E+00	-6E-01
MYRISTICACEAE	<i>Virola parvifolia</i> Ducke	Vipa	Árbol	-1E+00	-6E-01
MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	Árbol	-9E-01	9E-03
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia ferruginea</i> Mart.	Vofe	Árbol	-9E-01	-3E-01
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob	Árbol	3E-01	4E-01
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia venezuelana</i> Stafleu	Vove	Árbol	-6E-02	5E-01

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
ANNONACEAE	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Xyem	Árbol	-1E+00	-1E-01
FLACOURTIACEAE	<i>Xylosma tessmannii</i> Sleumer	Xyte	Árbol	3E-01	7E-01
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum</i> sp.	Zasp	Arbolito	-1E+00	9E-01
FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	Árbol	4E-01	-3E-01
FABACEAE	<i>Zygia inaequalis</i> (Willd.) Pittier	Zyin	Árbol	2E-02	-1E-01
FABACEAE	<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Zyla	Árbol	-2E+00	2E-01
Brinzales					
FABACEAE	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	Acni	Árbol	0.724	0.196
RUBIACEAE	<i>Alibertia bertierifolia</i> K.Schum.	Albe	Árbol	-0.558	0.430
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Aldis	Árbol	-0.110	0.343
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea fluviatilis</i> Secco	Alfi	Árbol	0.535	-0.023
RUBIACEAE	<i>Alibertia latifolia</i> (Benth.) K.Schum	Alla	Arbusto	0.045	0.528
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa glaucophylla</i> Müll.Arg	Amgl	Árbol	-0.740	0.382
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	-0.641	0.244
BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma karstenii</i> Bureau & K.Schum.	Anka	Liana	0.277	0.104
LAURACEAE	<i>Aniba megaphylla</i> Mez	Anme	Árbol	-0.817	-0.404
ANACARDIACEAE	<i>Anacardiaceae</i> sp	Ansp	Liana	-0.740	0.382
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	Palma	0.091	-0.632
ARECACEAE	<i>Bactris bidentula</i> Spruce	Babi	Palma	-0.145	-0.646
FABACEAE	<i>Bauhinia glabra</i> Jacq.	Bagl	Liana	-0.128	0.863
MORACEAE	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Brgu	Árbol	-0.783	0.494
POLYGALACEAE	<i>Bredemeyera lucida</i> (Benth.) Klotzsch ex Hassk.	Brlu	Liana	-0.478	0.018
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia macrophylla</i> Spruce ex Eichler	Buma	Árbol	-0.740	0.382
MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> Mart. ex A.Juss.	Bupr	Árbol	0.817	-0.008
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima</i> cf. <i>japurensis</i> A.Juss.	Byja	Árbol	0.224	0.248
CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cabr	Árbol	-0.604	-0.140
FABACEAE	<i>Campsiandra comosa</i> Benth.	Caco	Árbol	-0.513	0.795

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
FABACEAE	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	Árbol	0.700	-0.138
CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	Árbol	-0.343	-0.034
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes multiflora</i> O.Berg	Calmu	Árbol	-0.091	-0.322
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp. 1	Calsp	Árbol	0.387	0.235
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp2.	Calsp2	Árbol	0.121	0.328
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes macrophylla</i> O.Berg	Cama	Árbol	0.641	-0.037
CARYOCARACEAE	<i>Caryocar</i> cf. <i>microcarpum</i> Ducke	Cami	Árbol	-0.871	0.207
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia nitida</i> Jacq.	Cani	Árbol	0.121	0.328
SALICACEAE	<i>Casearia zizyphoides</i> H.B.K.	Cazi	Árbol	0.617	0.773
OLACACEAE	<i>Chaunochiton loranthoides</i> Benth.	Chlo	Árbol	-0.740	0.382
RUBIACEAE	<i>Chomelia polyantha</i> S.F.Blake	Chpo	Arbusto	1.247	0.847
MELASTOMATACEAE	<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don	Clca	Árbol	-0.740	0.382
MELASTOMATACEAE	<i>Clidemia</i> cf. <i>novemnervia</i> (DC.) Triana	Clcf	Arbusto	-0.599	0.181
FABACEAE	<i>Clathrotropis</i> cf. <i>nitida</i> (Benth.) Harms	Clni	Árbol	-0.882	-0.093
VIOLACEAE	<i>Corynostylis carthagenensis</i> H. Karst	Coca	Arbusto	-0.448	0.286
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	Árbol	-0.513	0.795
COMBRETACEAE	<i>Combretum frangulifolium</i> Kunth	Cofr	Árbol	0.070	0.908
CONNARACEAE	<i>Connarus lambertii</i> (DC.) Britton	Cola	Liana	-0.734	0.277
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia paraensis</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Copa	Árbol	0.406	-0.285
CHRYSOBALANACEAE	<i>Couepia</i> sp. 1	Cosp	Árbol	-0.448	0.286
CONNARACEAE	<i>Connarus</i> cf. <i>venezuelanus</i> Baill.	Cove	Árbol	0.039	0.298
EUPHORBIACEAE	<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch	Crcu	Árbol	0.909	-0.090
CAPPARACEAE	<i>Crateva tapia</i> L.	Crta	Árbol	0.235	-0.303
EUPHORBIACEAE	<i>Croton trinitatis</i> Millsp.	Crtr	Arbusto	0.068	0.894
SAPINDACEAE	<i>Cupania latifolia</i> Kunth	Cula	Árbol	-0.817	-0.404
FABACEAE	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	Árbol	0.360	0.807
PRIMULACEAE	<i>Cybianthus fulvopulverulentus</i> subsp. <i>magnoliifolius</i> (Mez) Pipoly	Cyfu	Árbol	-0.882	-0.093

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
MYRSINACEAE	<i>Cybianthus llanorum</i> Pipoly	Cyll	Arbusto	-0.734	0.277
FABACEAE	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Cyspr	Árbol	-0.376	-0.281
FABACEAE	<i>Dalbergia foliosa</i> (Benth.) A.M. Carvalho	Dafo	Arbolito	0.281	0.245
FABACEAE	<i>Dalbergia hygrophila</i> (Mart. ex Benth.) Hoehne	Dahy	Arbusto	0.226	-0.450
FABACEAE	<i>Dalbergia inundata</i> Benth.	Dain	Arbusto	-0.182	0.072
FABACEAE	<i>Dalbergia riedelii</i> (Benth.) Sandwith	Dari	Árbol	-0.817	-0.404
ARECACEAE	<i>Desmoncus horridus</i> Mart.	Deho	Palma	-0.882	-0.093
ARECACEAE	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	Deor	Palma	-0.813	0.445
FABACEAE	<i>Deguelia scandens</i> Aubl.	Desc	Liana	0.550	0.497
FABACEAE	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	Árbol	-0.700	0.565
DILLENIACEAE	<i>Dolioscarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	Dode	Liana	-1.061	0.143
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> (Ladbr.) Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	Árbol	0.327	-0.348
SAPOTACEAE	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	Árbol	0.100	0.493
OCHNACEAE	<i>Elvasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	Árbol	-0.862	0.486
LAURACEAE	<i>Endlicheria anomala</i> (Nees) Mez	Enan	Árbol	-0.817	-0.404
LAURACEAE	<i>Endlicheria verticillata</i> Mez	Enve	Árbol	-0.513	0.795
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxyllum divaricatum</i> Peyr	Erdi	Arbusto	0.328	0.835
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	Árbol	0.713	-0.033
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg) Miers	Este	Árbol	0.769	-0.108
MYRTACEAE	<i>Eugenia amblyosepala</i> McVaugh	Euam	Árbol	-1.061	0.143
MYRTACEAE	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	Árbol	-0.158	-0.288
MYRTACEAE	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	Eufl	Arbusto	-0.030	0.361
MYRTACEAE	<i>Eugenia florida</i> DC.	Euflo	Árbol	-0.128	0.863
MYRTACEAE	<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	Euob	Arbusto	-0.836	-0.020
MYRTACEAE	<i>Eugenia pachystachya</i> McVaugh	Eupa	Arbolito	0.570	-0.141
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr	Palma	-0.734	0.343
RUBIACEAE	<i>Faramea capillipes</i> Müll.Arg.	Faca	Árbol	-0.611	0.131

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
RUBIACEAE	<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A.Rich.	Faoc	Árbol	-0.895	-0.483
RUBIACEAE	<i>Faramea tamberlikiana</i> Müll.Arg.	Fata	Árbol	0.070	0.573
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	Árbol	0.308	-0.197
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira</i> sp.	Gusp	Árbol	0.460	0.718
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	Árbol	0.085	-0.176
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	Hase	Árbol	-0.817	-0.404
OLACACEAE	<i>Heisteria</i> cf. <i>acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Heac	Árbol	-0.781	0.354
EUPHORBIACEAE	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Hegu	Árbol	-0.597	0.091
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys orinocensis</i> (Kunth) A.Juss.	Heor	Liana	0.523	0.784
OLACACEAE	<i>Heisteria spruceana</i> Engl.	Hesp	Árbol	-0.882	-0.093
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus attenuatus</i> (Benth.) Woodson	Hiat	Árbol	0.059	-0.468
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella elongata</i>	Hiel	Árbol	-0.611	0.473
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus semilunatus</i> Markgr.	Hise	Árbol	-0.300	-0.721
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella subscandens</i> Spruce ex Hook.f.	Hisu	Árbol	-0.605	0.117
SALICACEAE	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	Hogui	Árbol	0.617	0.773
SALICACEAE	<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	Hora	Árbol	0.282	1.059
FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hyco	Árbol	-0.379	0.008
FABACEAE	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	Hyhe	Árbol	-0.740	0.382
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex inundata</i> Reissek	Ilin	Arbusto	-0.599	0.181
CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	Ipma	Trepadora	0.068	0.894
RUBIACEAE	<i>Ixora acuminatissima</i> Müll. Arg	Ixac	Arbusto	-0.816	-0.316
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda orinocensis</i> Sandwith	Jaor	Árbol	0.911	-0.100
LAURACEAE	Lauraceae sp.1	Lape	Árbol	-0.957	-0.544
THYMELAEACEAE	<i>Lasiadenia rupestris</i> Benth.	Laru	Arbusto	0.175	0.588
ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	Palma	-0.708	0.052
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala</i> var. <i>aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	Árbol	-0.332	-0.366
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	Árbol	0.459	-0.173

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania latifolia</i> Hook.f.	Lila	Árbol	-0.734	0.277
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	Árbol	-0.706	-0.053
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	-0.506	0.159
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	Árbol	-0.783	0.128
FABACEAE	<i>Macrolobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	Maac	Árbol	0.953	0.352
FABACEAE	<i>Macrosamanea amplissima</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	Maam	Árbol	-0.613	0.177
FABACEAE	<i>Macrolobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	Árbol	-0.822	-0.035
SAPINDACEAE	<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Maar	Árbol	-0.478	0.018
APOCYNACEAE	<i>Malouetia calva</i> Markgr.	Maca	Árbol	0.086	-0.604
MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	Árbol	-0.737	0.323
ARECACEAE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	Palma	-0.876	0.166
FABACEAE	<i>Machaerium goudotii</i> Benth.	Mago	Árbol	-0.136	-0.441
EUPHORBIACEAE	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Magu	Árbol	-0.561	0.595
FABACEAE	<i>Machaerium inundatum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Main	Trepadora	-0.016	-0.776
FABACEAE	<i>Machaerium leiophyllum</i> (DC.) Benth	Male	Árbol	-0.016	-0.776
FABACEAE	<i>Macrolobium multijugum</i> (DC.) Benth.	Mamu	Árbol	0.134	-0.484
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	Árbol	0.449	0.621
RUBIACEAE	<i>Malanea obovata</i> Hochr	Maob	Liana	-0.740	0.382
CONVOLVULACEAE	<i>Maripa paniculata</i> Barb. Rodr.	Mapa	Liana	-0.128	0.863
SAPINDACEAE	<i>Matayba aff. purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	Árbol	-0.655	0.114
APOCYNACEAE	<i>Marsdenia rubrofusca</i> E.Fourn.	Marub	Liana	1.099	-0.112
MELASTOMATACEAE	<i>Macairea spruceana</i> O. Berg ex Triana	Masp	Arbusto	-0.734	0.277
APOCYNACEAE	<i>Malouetia tamaquarina</i> (Aubl.) A.DC.	Mata	Árbol	-0.381	-0.562
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea trianae</i> Pax	Matr	Árbol	0.617	0.773
APOCYNACEAE	<i>Malouetia virescens</i> Spruce ex Müll.Arg.	Mavi	Arbolito	-0.128	0.863
MALVACEAE	<i>Melochia arenosa</i> Benth	Mear	Arbusto	0.635	-0.305
APOCYNACEAE	<i>Microplumeria anomala</i> (Müll.Arg.) Markgr.	Mian	Árbol	0.178	0.555

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia aplostachya</i> (Bonpl.) DC.	Miap	Árbol	0.112	-0.482
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia borjensis</i> Wurdack.	Mibo	Arbusto	0.196	0.373
SAPOTACEAE	<i>Micropholis egensis</i> (A.DC.) Pierre	Mieg	Árbol	0.090	1.047
FABACEAE	<i>Mimosa microcephala</i> Willd.	Mimi	Arbusto	0.068	0.894
FABACEAE	<i>Mimosa sp.1</i>	Misp	Arbusto	-0.882	-0.093
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	Moac	Árbol	-0.128	0.863
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.	Mogu	Arbolito	0.078	0.582
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri myrtilloides</i> (Sw.) Poir.	Momy	Árbol	-0.882	-0.093
MYRTACEAE	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	Árbol	0.467	0.720
MYRTACEAE	<i>cf. Myrcia sp.1</i>	Mycf	Árbol	-0.307	-0.725
MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i> (Willd.) O.Berg	Myfl	Árbol	0.247	0.933
MYRTACEAE	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Mygu	Arbusto	0.866	0.485
MYRTACEAE	<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh	Myrdub	Arbusto	0.953	0.352
MYRTACEAE	<i>Myrtaceae sp.1</i>	Mysp	Árbol	0.378	0.208
MYRTACEAE	<i>Myrcia subsessilis</i> O.Berg	Mysu	Árbol	-0.108	0.053
LAURACEAE	<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	Nehi	Árbol	-0.111	-1.150
LAURACEAE	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	Árbol	-0.192	-1.225
LAURACEAE	<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	Occy	Árbol	-0.448	0.286
LAURACEAE	<i>Ocotea sanariapensis</i> Lasser	Ocsa	Arbusto	0.082	-0.740
FABACEAE	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Orpa	Árbol	-0.796	0.410
OCHNACEAE	<i>Ouratea acuminata</i> (DC.) Engl	Ouac	Árbol	0.051	0.105
OCHNACEAE	<i>Ouratea brevipedicellata</i> Maguire & Steyerl.	Oubr	Arbusto	0.413	0.140
OCHNACEAE	<i>Ouratea polyantha</i> (Triana & Planch.) Engl.	Oupo	Árbol	-0.734	0.277
ANNONACEAE	<i>Oxandra espiñana</i> (Spruce ex Benth.) Baill.	Oxes	Árbol	-0.862	0.486
RUBIACEAE	<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	Pacr	Arbusto	0.002	-0.162
RUBIACEAE	<i>Palicourea croceoides</i> Ham.	Pacro	Arbusto	0.253	0.302
FABACEAE	<i>Parkia discolor</i> Benth.	Padi	Árbol	0.353	-0.321

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
RUBIACEAE	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	Pagu	Árbol	-0.740	0.382
BIGNONIACEAE	<i>Pachyptera kerere</i> (Aubl.) Sandwith	Pake	Liana	0.311	-0.892
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora misera</i> Kunth	Pami	Trepadora	0.535	0.004
APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	-0.608	0.130
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora phaeocaula</i> Killip	Paph	Liana	-0.862	0.486
PROTEACEAE	<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Pittier	Paru	Árbol	0.444	-0.493
CHRYSOBALANACEAE	<i>Parinari sprucei</i> Hook.f.	Pasp	Árbol	-0.846	-0.257
RUBIACEAE	<i>Palicourea</i> sp. 1	Pasp1	Arbusto	-0.706	-0.053
VERBENACEAE	<i>Petrea maynensis</i> Huber	Pema	Liana	-0.790	0.051
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus paezensis</i> Jabl.	Phpa	Arbusto	0.525	0.831
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea</i> cf. <i>trifoliata</i> Baill.	Pitr	Árbol	0.328	0.835
MYRTACEAE	<i>Plinia involucrata</i> (O.Berg) McVaugh	Plin	Árbol	-0.038	-0.335
FABACEAE	<i>Poecilanthe amazonica</i> (Ducke) Ducke	Poam	Árbol	-0.397	-0.077
SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	-0.369	0.243
SAPOTACEAE	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	Pogo	Árbol	0.392	-0.044
SAPOTACEAE	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Poor	Árbol	0.531	0.196
RUBIACEAE	<i>Posoqueria panamensis</i> (Walp. & Duchass.) Walp.	Popa	Árbol	-0.126	0.834
BURSERACEAE	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	Prgu	Árbol	-0.752	-0.197
BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	Árbol	-0.447	-0.014
RUBIACEAE	<i>Psychotria adderleyi</i> Steyerem.	Psad	Arbusto	-0.836	-0.112
RUBIACEAE	<i>Psychotria capitata</i> Ruiz & Pav.	Psca	Arbusto	-0.440	0.533
ANNONACEAE	<i>Pseudoxandra cuspidata</i> Maas	Pscu	Árbol	-0.718	-0.264
MYRTACEAE	<i>Psidium</i> cf. <i>densicomum</i> Mart. ex DC.	Psde	Arbusto	0.860	0.036
RUBIACEAE	<i>Psychotria imthurniana</i> Oliv.	Psim	Arbusto	-0.540	0.101
RUBIACEAE	<i>Psychotria platypoda</i> DC.	Pspl	Arbusto	-0.584	0.363
RUBIACEAE	<i>Psychotria poeppigiana</i> Müll.Arg.	Pspo	Arbusto	-0.448	0.286
FABACEAE	<i>Pterocarpus dubius</i> Spreng.	Ptdu	Árbol	0.494	0.444

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
OCHNACEAE	<i>Quiina florida</i> Tul.	Qufl	Árbol	-0.485	-0.100
OCHNACEAE	<i>Quiina macrophylla</i> Tul.	Quma	Árbol	-0.385	0.115
RUBIACEAE	<i>Randia hebecarpa</i> Benth.	Rahe	Arbusto	0.121	0.328
RUBIACEAE	<i>Retiniphyllum fuchsioides</i> K.Krause	Refu	Arbusto	-0.882	-0.093
CONNARACEAE	<i>Rourea krukovii</i> Steyerl.	Rokr	Liana	-0.645	0.591
RUBIACEAE	<i>Rudgea cornifolia</i> (Kunth) Standl.	Ruco	Arbusto	-0.790	0.051
SALICACEAE	<i>Ryania dentata</i> (Kunth) Miq.	Ryde	Arbusto	0.031	0.642
RUBIACEAE	<i>Sabicea amazonensis</i> Wernham	Saam	Trepadora	-0.599	0.181
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Sagu	Árbol	-0.621	0.190
CELASTRACEAE	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	Saim	Liana	-0.390	0.318
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Sama	Árbol	-0.542	-0.106
POLYGALACEAE	<i>Securidaca longifolia</i> Poepp. & Endl	Selo	Liana	0.495	-0.395
POLYGALACEAE	<i>Securidaca pendula</i> Bonpl. ex Steud.	Sepe	Trepadora	0.545	-0.023
FABACEAE	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Sesi	Árbol	-0.448	0.286
FABACEAE	<i>Senna wurdackii</i> H.S.Irwin & Barneby	Sewu	Arbusto	0.068	0.894
SIMAROUBACEAE	<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	Sigu	Árbol	0.039	-0.333
SIMAROUBACEAE	<i>Simaba orinocensis</i> Kunth	Sior	Arbusto	0.771	0.399
RUBIACEAE	<i>Simira rubescens</i> (Benth.) Bremek. ex Steyerl.	Siru	Árbol	0.406	0.832
MALVACEAE	<i>Sida serrata</i> Willd. ex Spreng.	Sise	Arbusto	-0.010	-0.255
SOLANACEAE	<i>Solanum monachophyllum</i> Dunal	Somo	Arbusto	0.370	0.244
MORACEAE	<i>Sorocea</i> sp.	Sosp	Árbol	0.460	0.718
LOGANIACEAE	<i>Strychnos bredemeyeri</i> (Schult.) Sprague & Sandwith	Stbr	Liana	-1.034	0.159
RUBIACEAE	<i>Stachyarrhena duckei</i> Standl.	Stdu	Árbol	-0.505	0.360
LOGANIACEAE	<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Strgu	Liana	-0.771	0.181
FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	Árbol	-0.027	-0.237
POLYGONACEAE	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Sypa	Árbol	0.514	-0.175
DICHAPETALACEAE	<i>Tapura acreana</i> (Ule) Rizzini	Taac	Árbol	-0.128	0.863

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
FABACEAE	<i>Tachigali davidsei</i> Zarucchi & Herend.	Tada	Árbol	0.207	0.610
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Tagu	Árbol	-0.800	-0.119
FABACEAE	<i>Tachigali physophora</i> (Huber) Zarucchi & Herend.	Taph	Árbol	0.205	0.576
APOCYNACEAE	<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	Tasi	Arbusto	0.109	0.183
BURSERACEAE	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Tepa	Árbol	-0.790	0.051
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina aspera</i> Aubl.	Tias	Arbusto	-0.482	-0.091
CLUSIACEAE	<i>Tovomita cf. weddeliana</i> Planch. & Triana	Tocf	Árbol	-0.882	-0.093
MELASTOMATACEAE	<i>Tococa coronata</i> Benth.	Toco	Árbol	-0.550	0.459
MELASTOMATACEAE	<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Togu	Árbol	-0.599	0.181
CLUSIACEAE	<i>Tovomita cf. spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	-0.556	0.118
MELIACEAE	<i>Trichilia aff. rubra</i> C.DC.	Trru	Árbol	-0.128	0.863
MYRISTICACEAE	<i>Virola parvifolia</i> Ducke	Vipa	Árbol	-0.706	0.002
MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	Árbol	-0.802	0.195
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob	Árbol	0.509	-0.171
ANNONACEAE	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Xyem	Árbol	-0.960	0.141
FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	Árbol	0.307	0.226
FABACEAE	<i>Zygia inaequalis</i> (Willd.) Pittier	Zyin	Árbol	-0.049	-0.104
Renuevos					
MELASTOMATACEAE	<i>Aciotis acuminifolia</i> (Mart. ex DC.) Triana	Acac	Árbol	0.587	0.366
FABACEAE	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel) Yakovlev	Acni	Árbol	0.426	0.062
RUBIACEAE	<i>Alibertia bertierifolia</i> K.Schum.	Albe	Árbol	-0.600	0.015
EUPHORBIACEAE	<i>Alchornea fluviatilis</i> Secco	Alfl	Árbol	0.388	0.239
RUBIACEAE	<i>Alibertia latifolia</i> (Benth.) K.Schum	Alla	Arbusto	0.016	0.722
PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	0.058	0.055
BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma karstenii</i> Bureau & K.Schum.	Anka	Liana	0.426	0.200
ANACARDIACEAE	<i>Anacardiaceae sp</i>	Ansp	Liana	-0.698	0.206
ARECACEAE	<i>Astrocaryum acaule</i> Mart.	Asac	Palma	-0.332	-0.445

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	Palma	-0.219	0.172
ARECACEAE	<i>Bactris bidentula</i> Spruce	Babi	Palma	0.027	0.079
FABACEAE	<i>Bauhinia glabra</i> Jacq.	Bagl	Liana	-0.537	0.101
OCHNACEAE	<i>Blastemanthus</i> sp.	Blsp	Trepadora	0.412	-0.433
MORACEAE	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Brgu	Árbol	-0.088	-0.618
MORACEAE	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	Brla	Árbol	-0.004	-0.477
POLYGALACEAE	<i>Bredemeyera lucida</i> (Benth.) Klotzsch ex Hassk.	Brlu	Liana	-0.289	-0.506
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia macrophylla</i> Spruce ex Eichler	Buma	Árbol	-0.101	-0.602
MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> Mart. ex A.Juss.	Bupr	Árbol	0.314	-0.038
COMBRETACEAE	<i>Buchenavia viridiflora</i> Ducke	Buvi	Árbol	0.040	-0.264
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima</i> cf. <i>japurensis</i> A.Juss.	Byja	Árbol	0.522	-0.135
FABACEAE	<i>Campsiandra implexicaulis</i> Stergios	Caim	Árbol	0.331	0.467
CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	Árbol	-0.330	0.318
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes multiflora</i> O.Berg	Calmu	Árbol	-0.076	0.128
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes</i> sp. 1	Calsp	Árbol	0.040	0.171
MYRTACEAE	<i>Calyptranthes macrophylla</i> O.Berg	Cama	Árbol	0.248	0.516
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Casy	Árbol	-0.189	0.907
SALICACEAE	<i>Casearia zizyphoides</i> H.B.K.	Cazi	Árbol	-0.307	-0.129
RUBIACEAE	<i>Chomelia polyantha</i> S.F.Blake	Chpo	Arbusto	-0.054	0.406
MELASTOMATACEAE	<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don	Clca	Árbol	-0.145	-0.551
MELASTOMATACEAE	<i>Clidemia</i> cf. <i>novemnervia</i> (DC.) Triana	Clcf	Arbusto	-0.377	-0.328
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	Árbol	-0.458	-0.452
COMBRETACEAE	<i>Combretum frangulifolium</i> Kunth	Cofr	Árbol	0.223	0.668
CONNARACEAE	<i>Connarus ruber</i> (Poepp.) Planch.	Coru	Liana	-0.609	-0.700
CONNARACEAE	<i>Connarus</i> cf. <i>venezuelanus</i> Baill.	Cove	Árbol	-0.169	0.320
EUPHORBIACEAE	<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch	Crcu	Árbol	0.450	0.245
CAPPARACEAE	<i>Crateva tapia</i> L.	Crta	Árbol	0.487	0.481

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
EUPHORBIACEAE	<i>Croton trinitatis</i> Millsp.	Crtr	Arbusto	0.223	0.668
FABACEAE	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	Árbol	-0.059	0.433
MYRSINACEAE	<i>Cybianthus llanorum</i> Pipoly	Cyll	Arbusto	-0.376	-0.384
FABACEAE	<i>Dalbergia foliosa</i> (Benth.) A.M. Carvalho	Dafo	Arbolito	0.417	0.102
FABACEAE	<i>Dalbergia hygrophila</i> (Mart. ex Benth.) Hoehne	Dahy	Arbusto	-0.334	0.059
FABACEAE	<i>Dalbergia inundata</i> Benth.	Dain	Arbusto	-0.456	0.121
ARECACEAE	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	Deor	Palma	-0.381	-0.424
PHYLLANTHACEAE	<i>Discocarpus gentryi</i> S.M.Hayden	Dige	Árbol	0.016	0.722
FABACEAE	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	Árbol	-0.091	-0.614
FABACEAE	<i>Dimorphandra unijuga</i> Tul.	Diun	Árbol	0.359	0.036
DILLENIACEAE	<i>Dolioscarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	Dode	Liana	-0.805	-0.229
RUBIACEAE	<i>Duroia micrantha</i> (Ladbr.) Zarucchi & J.H.Kirkbr.	Dumi	Árbol	0.060	-0.116
SAPOTACEAE	<i>Elaeoluma glabrescens</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Aubrév.	Elgl	Árbol	-0.534	-0.158
OCHNACEAE	<i>Elvasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	Árbol	-0.068	-0.565
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum divaricatum</i> Peyr	Erdi	Arbusto	0.041	-0.068
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	Árbol	0.322	0.068
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera tenuifolia</i> (O.Berg) Miers	Este	Árbol	0.497	0.304
MYRTACEAE	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	Árbol	-0.239	0.012
MYRTACEAE	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	Eufl	Arbusto	0.010	0.388
MYRTACEAE	<i>Eugenia florida</i> DC.	Euflo	Árbol	0.062	-0.287
MYRTACEAE	<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	Euob	Arbusto	-0.609	-0.652
MYRTACEAE	<i>Eugenia pachystachya</i> McVaugh	Eupa	Arbolito	0.346	0.431
ARECACEAE	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Eupr	Palma	-0.766	-0.285
RUBIACEAE	<i>Faramea capillipes</i> Müll.Arg.	Faca	Árbol	-0.171	-0.446
RUBIACEAE	<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A.Rich.	Faoc	Árbol	-0.609	-0.700
RUBIACEAE	<i>Faramea tamberlikiana</i> Müll.Arg.	Fata	Árbol	-0.125	0.093
LECYTHIDACEAE	<i>Gustavia augusta</i> L.	Guau	Árbol	-0.205	0.444

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
ANNONACEAE	<i>Guatteria maypurensis</i> Kunth	Guma	Árbol	-0.145	-0.551
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	Árbol	-0.019	0.010
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	Hase	Árbol	-0.609	-0.700
OLACACEAE	<i>Heisteria cf. acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	Heac	Árbol	-0.237	-0.501
HELIOTROPIACEAE	<i>Heliotropium filiforme</i> Lehm.	Hefi	Arbusto	0.540	0.417
EUPHORBIACEAE	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Hegu	Árbol	-0.512	-0.247
MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys orinocensis</i> (Kunth) A.Juss.	Heor	Liana	0.465	0.029
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus attenuatus</i> (Benth.) Woodson	Hiat	Árbol	-0.087	0.128
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella elongata</i>	Hiel	Árbol	-0.150	-0.592
APOCYNACEAE	<i>Himatanthus semilunatus</i> Markgr.	Hise	Árbol	-0.707	0.644
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella subscandens</i> Spruce ex Hook.f.	Hisu	Árbol	-0.284	-0.244
SALICACEAE	<i>Homalium guianense</i> (Aubl.) Oken	Hogui	Árbol	-0.189	-0.109
SALICACEAE	<i>Homalium racemosum</i> Jacq.	Hora	Árbol	0.879	0.294
FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hycy	Árbol	-0.716	-0.328
FABACEAE	<i>Hymenolobium heterocarpum</i> Ducke	Hyhe	Árbol	-0.119	-0.582
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex inundata</i> Reissek	Ilin	Arbusto	-0.379	-0.414
CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea mauritiana</i> Jacq.	Ipma	Trepadora	0.503	0.243
RUBIACEAE	<i>Ixora acuminatissima</i> Müll. Arg	Ixac	Arbusto	-0.530	-0.359
BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda orinocensis</i> Sandwith	Jaor	Árbol	0.305	0.437
LAURACEAE	Lauraceae sp.1	Lape	Árbol	-0.343	-0.144
THYMELAEACEAE	<i>Lasiadenia rupestris</i> Benth.	Laru	Arbusto	0.210	0.065
ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	Palma	-0.687	-0.238
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala var. aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	Árbol	-0.067	-0.024
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	Árbol	0.513	0.100
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	Árbol	-0.536	-0.208
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	-0.280	-0.285
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	Árbol	-0.145	-0.551

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
FABACEAE	<i>Maclobium acaciifolium</i> (Benth.) Benth.	Maac	Árbol	-0.333	0.192
FABACEAE	<i>Macrosamanea amplissima</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	Maam	Árbol	-0.568	-0.023
FABACEAE	<i>Maclobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	Árbol	-0.494	-0.509
SAPINDACEAE	<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Maar	Árbol	-0.289	-0.506
APOCYNACEAE	<i>Malouetia calva</i> Markgr.	Maca	Árbol	0.158	0.088
MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	Árbol	-0.279	-0.490
ARECACEAE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	Palma	-0.915	-0.305
EUPHORBIACEAE	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Magu	Árbol	-0.490	-0.013
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	Árbol	0.038	0.211
RUBIACEAE	<i>Malanea obovata</i> Hochr	Maob	Liana	0.143	-0.327
SAPINDACEAE	<i>Matayba aff. purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	Árbol	-0.097	-0.607
MELASTOMATACEAE	<i>Macairea spruceana</i> O. Berg ex Triana	Masp	Arbusto	-0.289	-0.506
EUPHORBIACEAE	<i>Mabea trianae</i> Pax	Matr	Árbol	-0.347	-0.478
APOCYNACEAE	<i>Microplumeria anomala</i> (Müll.Arg.) Markgr.	Mian	Árbol	0.392	0.636
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia aplostachya</i> (Bonpl.) DC.	Miap	Árbol	0.112	-0.515
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia borjensis</i> Wurdack.	Mibo	Arbusto	-0.141	0.434
MELASTOMATACEAE	<i>Miconia cf. dodecandra</i> Cogn.	Micf	Árbol	-0.609	-0.700
SAPOTACEAE	<i>Micropholis egegensis</i> (A.DC.) Pierre	Mieg	Árbol	0.117	0.446
FABACEAE	<i>Mimosa microcephala</i> Willd.	Mimi	Arbusto	0.169	0.348
FABACEAE	<i>Mimosa sp.1</i>	Misp	Arbusto	0.417	0.284
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	Moac	Árbol	0.062	-0.287
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.	Mogu	Arbolito	-0.435	0.079
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri myrtilloides</i> (Sw.) Poir.	Momy	Árbol	-0.609	-0.700
MYRTACEAE	<i>Myrcia aff. calycampa</i> Amshoff	Myca	Árbol	-0.047	0.457
MYRTACEAE	<i>cf. Myrcia sp.1</i>	Mycf	Árbol	0.086	-0.090
MYRTACEAE	<i>Myrciaria floribunda</i> (Willd.) O.Berg	Myfl	Árbol	0.090	0.289
MYRTACEAE	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Mygu	Arbusto	-0.368	0.174

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
MYRTACEAE	<i>Myrtaceae sp. 1</i>	Mysp	Árbol	0.298	0.341
MYRTACEAE	<i>Myrcia subsessilis</i> O.Berg	Mysu	Árbol	-0.415	-0.001
LAURACEAE	<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	Nehi	Árbol	-0.390	0.417
LAURACEAE	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	Árbol	-0.066	-0.029
LAURACEAE	<i>Ocotea cymbarum</i> Kunth	Occy	Árbol	0.086	-0.090
LAURACEAE	<i>Ocotea sanariapensis</i> Lasser	Ocsa	Arbusto	0.991	-0.433
OLACACEAE	<i>Olax cyanocarpa</i> (Sleumer) Christenh. & Byng	Olcy	Arbolito	-0.536	-0.208
FABACEAE	<i>Ormosia costulata</i> (Miq.) Kleinhoonte	Orco	Árbol	-0.333	0.192
FABACEAE	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	Orpa	Árbol	-0.145	-0.551
MENISPERMACEAE	<i>Orthomene schomburgkii</i> (Miers) Barneby & Krukoff	Orsc	Liana	-0.145	-0.551
OCHNACEAE	<i>Ouratea acuminata</i> (DC.) Engl	Ouac	Árbol	-0.343	-0.144
OCHNACEAE	<i>Ouratea brevipedicellata</i> Maguire & Steyerl.	Oubr	Arbusto	0.525	-0.003
OCHNACEAE	<i>Ouratea polyantha</i> (Triana & Planch.) Engl.	Oupo	Árbol	-0.276	-0.305
OCHNACEAE	<i>Ouratea sp</i>	Ousp	Arbusto	-0.385	-0.460
ANNONACEAE	<i>Oxandra espiñana</i> (Spruce ex Benth.) Baill.	Oxes	Árbol	-0.063	-0.647
RUBIACEAE	<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	Pacr	Arbusto	0.360	-0.054
RUBIACEAE	<i>Palicourea croceoides</i> Ham.	Pacro	Arbusto	-0.227	0.063
FABACEAE	<i>Parkia discolor</i> Benth.	Padi	Árbol	0.463	0.185
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora franciscoi</i> C.Aguirre & M.Bonilla	Pafr	Trepadora	-0.158	0.028
RUBIACEAE	<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	Pagu	Árbol	-0.322	0.125
BIGNONIACEAE	<i>Pachyptera kerere</i> (Aubl.) Sandwith	Pake	Liana	1.255	-0.488
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora misera</i> Kunth	Pami	Trepadora	0.152	0.517
APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	-0.553	-0.379
CHRYSOBALANACEAE	<i>Parinari sprucei</i> Hook.f.	Pasp	Árbol	-0.376	-0.384
FABACEAE	<i>Peltogyne venosa</i> (M.Vahl) Benth.	Peve	Árbol	0.062	-0.287
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus paezensis</i> Jabl.	Phpa	Arbusto	0.054	0.527
EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea cf. trifoliata</i> Baill.	Pitr	Árbol	0.229	0.152

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
MYRTACEAE	<i>Plinia involucrata</i> (O.Berg) McVaugh	Plin	Árbol	-0.303	0.198
FABACEAE	<i>Poecilanthe amazonica</i> (Ducke) Ducke	Poam	Árbol	-0.311	-0.198
SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	-0.109	-0.116
SAPOTACEAE	<i>Pouteria gomphiifolia</i> (Mart. ex Miq.) Radlk.	Pogo	Árbol	0.061	0.003
SAPOTACEAE	<i>Pouteria orinocoensis</i> (Aubrév.) T.D.Penn.	Poor	Árbol	0.199	-0.129
BURSERACEAE	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	Prgu	Árbol	-0.605	-0.413
BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	Árbol	-0.494	-0.283
CELASTRACEAE	<i>Pristimera</i> sp	Prsp	Liana	-0.003	0.397
RUBIACEAE	<i>Psychotria adderleyi</i> Steyerm.	Psad	Arbusto	-0.451	-0.237
RUBIACEAE	<i>Psychotria capitata</i> Ruiz & Pav.	Psca	Arbusto	-0.346	-0.049
ANNONACEAE	<i>Pseudoxandra cuspidata</i> Maas	Pscu	Árbol	-0.511	-0.509
MYRTACEAE	<i>Psidium</i> cf. <i>densicomum</i> Mart. ex DC.	Psde	Arbusto	0.530	0.508
RUBIACEAE	<i>Psychotria imthurniana</i> Oliv.	Psim	Arbusto	-0.105	0.335
RUBIACEAE	<i>Psychotria platypoda</i> DC.	Pspl	Arbusto	-0.539	-0.462
RUBIACEAE	<i>Psychotria spiciflora</i> Standl.	Psspi	Arbusto	-0.170	-0.377
MELASTOMATACEAE	<i>Pterogastra divaricata</i> (Bonpl.) Naudin	Ptdi	Árbol	-0.289	-0.506
FABACEAE	<i>Pterocarpus dubius</i> Spreng.	Ptdu	Árbol	0.205	0.468
MELASTOMATACEAE	<i>Pterogastra minor</i> Naudin	Ptmi	Árbol	-0.385	-0.460
OCHNACEAE	<i>Quiina florida</i> Tul.	Qufl	Árbol	-0.344	-0.049
OCHNACEAE	<i>Quiina macrophylla</i> Tul.	Quma	Árbol	-0.394	-0.189
PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	Árbol	-0.332	-0.445
RUBIACEAE	<i>Rudgea cornifolia</i> (Kunth) Standl.	Ruco	Arbusto	-0.303	-0.004
POLYGONACEAE	<i>Ruprechtia tenuiflora</i> Benth.	Rute	Árbol	0.134	0.304
SALICACEAE	<i>Ryania dentata</i> (Kunth) Miq.	Ryde	Arbusto	-0.344	-0.403
RUBIACEAE	<i>Sabicea amazonensis</i> Wernham	Saam	Trepadora	-0.289	-0.506
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Sagu	Árbol	-0.310	-0.241
CELASTRACEAE	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	Saim	Liana	-0.030	0.073

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Sama	Árbol	-0.257	-0.289
POLYGALACEAE	<i>Securidaca longifolia</i> Poepp. & Endl	Selo	Liana	-0.050	0.820
POLYGALACEAE	<i>Securidaca pendula</i> Bonpl. ex Steud.	Sepe	Trepadora	0.460	-0.313
FABACEAE	<i>Senna wurdackii</i> H.S.Irwin & Barneby	Sewu	Arbusto	0.223	0.668
SIMAROUBACEAE	<i>Simaba guianensis</i> Aubl.	Sigu	Árbol	1.384	-0.439
SIMAROUBACEAE	<i>Simaba orinocensis</i> Kunth	Sior	Arbusto	0.247	0.210
RUBIACEAE	<i>Simira rubescens</i> (Benth.) Bremek. ex Steyerl.	Siru	Árbol	0.063	0.761
MALVACEAE	<i>Sida serrata</i> Willd. ex Spreng.	Sise	Arbusto	0.467	0.526
ELAEOCARPACEAE	<i>Sloanea</i> sp.	Sisp	Árbol	-0.063	-0.647
SMILACACEAE	<i>Smilax maypurensis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Smma	Liana	-0.167	-0.173
SOLANACEAE	<i>Solanum monachophyllum</i> Dunal	Somo	Arbusto	0.179	0.458
MORACEAE	<i>Sorocea</i> sp.	Sosp	Árbol	-0.003	0.397
MORACEAE	<i>Sorocea sprucei</i> (Baill.) J.F.Macbr.	Sospr	Árbol	0.042	0.160
LOGANIACEAE	<i>Strychnos bredemeyeri</i> (Schult.) Sprague & Sandwith	Stbr	Liana	-0.171	-0.433
RUBIACEAE	<i>Stachyarrhena duckei</i> Standl.	Stdu	Árbol	0.071	0.040
LOGANIACEAE	<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Strgu	Liana	-0.246	-0.324
FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	Árbol	0.244	0.226
POLYGONACEAE	<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Sypa	Árbol	0.082	0.285
DICHAPETALACEAE	<i>Tapura acreana</i> (Ule) Rizzini	Taac	Árbol	0.027	-0.007
FABACEAE	<i>Tachigali davidsei</i> Zarucchi & Herend.	Tada	Árbol	0.016	0.722
FABACEAE	<i>Tachigali physophora</i> (Huber) Zarucchi & Herend.	Taph	Árbol	0.209	0.605
APOCYNACEAE	<i>Tassadia propinqua</i> Decne.	Tapr	Trepadora	0.308	-0.405
APOCYNACEAE	<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	Tasi	Arbusto	0.367	0.135
MELASTOMATACEAE	<i>Tibouchina aspera</i> Aubl.	Tias	Arbusto	-0.113	-0.413
MELASTOMATACEAE	<i>Tococa coronata</i> Benth.	Toco	Árbol	-0.363	-0.383
CLUSIACEAE	<i>Tovomita cf. spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	-0.325	-0.163
MELIACEAE	<i>Trichilia aff. rubra</i> C.DC.	Trru	Árbol	0.034	0.010

Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	MDS1	MDS2
TURNERACEAE	<i>Turnera acuta</i> Willd. ex Schult	Tuac	Arbusto	-0.183	0.848
MYRISTICACEAE	<i>Virola parvifolia</i> Ducke	Vipa	Árbol	-0.753	-0.307
MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	Árbol	-0.143	-0.582
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob	Árbol	0.301	0.004
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia venezuelana</i> Stafleu	Vove	Árbol	0.118	-0.206
ANNONACEAE	<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	Xyem	Árbol	-0.719	-0.296
FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	Árbol	0.193	0.082
FABACEAE	<i>Zygia inaequalis</i> (Willd.) Pittier	Zyin	Árbol	0.191	-0.423
FABACEAE	<i>Zygia unifoliolata</i> (Benth.) Pittier	Zyun	Árbol	0.223	0.668

Tabla 8-22: Análisis de varianza multivariado permutacional usando matrices de distancia de Bray – Curtis (ADONIS).

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. El valor de R² indica la proporción de variación en la composición de especies, específicamente un valor de R² cercano a 1 indica que los grupos difieren significativamente en su composición, mientras que un valor cercano a 0 indica que no hay diferencias significativas. Los valores de *p* que indican efectos significativos se resaltan en negrita. Los códigos de significancia se representan como: 0 “****”, 0.001 “***”, 0.01 “**” y 0.05 “.”.

Categoría de tamaño de la vegetación	Termino	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	Pr(>F)	Código significancia
Fustales	Habitat\$Condición del bosque	2	5.7225	9.2663	0.24445	0.001	***
	Habitat\$Año post incendio	1	0.0279	0.0904	0.00119	1	
	Habitat\$Condición del bosque:Año post incendio	2	0.0591	0.0957	0.00253	1	

Categoría de tamaño de la vegetación	Termino	Df	SumsOfSqs	F.Model	R2	Pr(>F)	Código significancia
	Residuales	57	17.6005	0.75184			
	Total	62	23.4101				
Latizales	Habitat\$Condición del bosque	2	4.9829	8.4682	0.21115	0.001	***
	Habitat\$Año post incendio	1	0.8048	2.7353	0.0341	0.001	***
	Habitat\$Condición del bosque:Año post incendio	2	1.041	1.7691	0.04411	0.004	**
	Residuales	57	16.7702		0.71063		
	Total	62	23.5989		1		
Brinzales	Habitat\$Condición del bosque	2	3.3903	4.8037	0.13511	0.001	***
	Habitat\$Año post incendio	1	0.6041	1.712	0.02408	0.017	*
	Habitat\$Condición del bosque:Año post incendio	2	0.9833	1.3932	0.03919	0.043	*
	Residuales	57	20.1148		0.80162		
	Total	62	25.0926		1		
Renuevos	Habitat\$Condición del bosque	2	3.6163	4.6471	0.13351	0.001	***
	Habitat\$Año post incendio	1	0.7151	1.8379	0.0264	0.005	**
	Habitat\$Condición del bosque:Año post incendio	2	0.966	1.2414	0.03566	0.091	.
	Residuales	56	21.7894		0.80443		
	Total	61	27.0869		1		

Tabla 8-23: Especies indicadoras de la interacción entre la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022).

Los códigos de significancia se representan como: 0 “***”, 0.001 “**”, 0.01 “*” y 0.05 “.”.

Condición del bosque	Categoría de tamaño	Año	Familia	Nombre científico	Código especie	Habit o	A	B	stat	p.val ue	Cod sig
BNQ	Fustales	2017	APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	0.37	0.67	0.49	0.05	*
BNQ	Fustales	2022	PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	Árbol	0.34	0.78	0.52	0.02	*
BNQ	Fustales	2022	PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	0.34	0.67	0.48	0.05	*
BNQ	Fustales	2022	LAURACEAE	<i>Lauraceae sp.1</i>	Lape	Árbol	0.50	0.44	0.47	0.03	*
BNQ	Latizales	2017	FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hyco	Árbol	0.94	0.56	0.72	0.01	**
BNQ	Latizales	2017	MYRTACEAE	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	Árbol	0.51	0.78	0.63	0.01	**
BNQ	Latizales	2017	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania longistyla</i> (Hook.f.) Fritsch	Lilo	Árbol	0.65	0.44	0.54	0.03	*
BNQ	Latizales	2017	AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex inundata</i> Reissek	Ilin	Arbust o	0.80	0.33	0.52	0.02	*
BNQ	Latizales	2017	BURSERACEAE	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	Prgu	Árbol	0.67	0.33	0.47	0.05	*
BQM	Latizales	2017	MYRTACEAE	<i>Eugenia pachystachya</i> McVaugh	Eupa	Arbolit o	0.72	0.67	0.69	0.01	**
BNQ	Latizales	2019	OCHNACEAE	<i>Quiina macrophylla</i> Tul.	Quma	Árbol	0.62	0.78	0.70	0.01	**
BQM	Latizales	2019	MYRTACEAE	<i>Calyptranthes sp2.</i>	Calsp2	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.04	*
BQM	Latizales	2019	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala var. aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	Árbol	0.64	0.50	0.57	0.02	*
BQM	Latizales	2019	MYRTACEAE	<i>Calyptranthes sp. 1</i>	Calsp	Árbol	0.60	0.50	0.55	0.02	*
BQM	Latizales	2019	SOLANACEAE	<i>Solanum monachophyllum</i> Dunal	Somo	Arbust o	0.43	0.83	0.60	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	OCHNACEAE	<i>Quiina florida</i> Tul.	Qufl	Árbol	0.73	1.00	0.86	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	SAPINDACEAE	<i>Matayba aff. purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	Árbol	0.94	0.56	0.72	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	MYRTACEAE	<i>Plinia involucreta</i> (O.Berg) McVaugh	Plin	Árbol	0.75	0.67	0.71	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	0.63	0.78	0.70	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	CELASTRACEAE	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	Saim	Liana	0.86	0.56	0.69	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Macrosamanea amplissima</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	Maam	Árbol	0.61	0.78	0.69	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	BURSERACEAE	<i>Protium llanorum</i> Cuatrec.	Prll	Árbol	0.85	0.56	0.69	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	RUBIACEAE	<i>Alibertia bertierifolia</i> K.Schum.	Albe	Árbol	0.68	0.67	0.67	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	SAPINDACEAE	<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	Maar	Árbol	1.00	0.44	0.67	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	LAURACEAE	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	Árbol	1.00	0.44	0.67	0.01	**

Condición del bosque	Categoría de tamaño	Año	Familia	Nombre científico	Código especie	Habit o	A	B	stat	p.val ue	Cod sig
BNQ	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyin	Árbol	0.57	0.78	0.66	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	0.76	0.56	0.65	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	HUMIRIACEAE	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Sagu	Árbol	0.75	0.56	0.65	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.	Mogu	Arbolito	0.92	0.44	0.64	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	Espa	Árbol	0.45	0.89	0.63	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Macrolobium angustifolium</i> (Benth.) Cowan	Maan	Árbol	0.89	0.44	0.63	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Cynometra spruceana</i> Benth.	Cyspr	Árbol	0.86	0.44	0.62	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	SALICACEAE	<i>Ryania dentata</i> (Kunth) Miq.	Ryde	Arbusto	0.84	0.44	0.61	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	LOGANIACEAE	<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Strgu	Liana	0.64	0.56	0.60	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	MELASTOMATACEAE	<i>Tococa coronata</i> Benth.	Toco	Árbol	0.52	0.67	0.59	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	RUBIACEAE	<i>Faramea capillipes</i> Müll.Arg.	Faca	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.03	*
BNQ	Latizales	2022	MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	CALOPHYLLACEAE	<i>Caraipa llanorum</i> Cuatrec.	Call	Árbol	0.42	0.78	0.57	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	CLUSIACEAE	<i>Tovomitia cf. spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	0.48	0.67	0.57	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	Árbol	0.71	0.44	0.56	0.03	*
BNQ	Latizales	2022	RUBIACEAE	<i>Stachyarrhena duckei</i> Standl.	Stdu	Árbol	0.56	0.56	0.56	0.03	*
BNQ	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	Dipu	Árbol	0.93	0.33	0.56	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella elongata</i>	Hiel	Árbol	0.69	0.44	0.56	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	POLYGONACEAE	<i>Coccoloba dugandiana</i> A.Fernández	Codu	Árbol	0.55	0.56	0.55	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	PHYLLANTHACEAE	<i>Richeria grandis</i> Vahl	Rigr	Árbol	0.54	0.56	0.55	0.01	**
BNQ	Latizales	2022	MORACEAE	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	Brgu	Árbol	0.88	0.33	0.54	0.03	*
BNQ	Latizales	2022	MYRTACEAE	<i>Myrcia subsessilis</i> O.Berg	Mysu	Árbol	0.50	0.56	0.53	0.03	*
BNQ	Latizales	2022	PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	0.61	0.44	0.52	0.03	*
BNQ	Latizales	2022	ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	Palma	0.40	0.67	0.51	0.02	*
BNQ	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Poecilanthus amazonica</i> (Ducke) Ducke	Poam	Árbol	0.74	0.33	0.50	0.04	*
BNQ	Latizales	2022	EUPHORBIACEAE	<i>Hevea guianensis</i> Aubl.	Hegu	Árbol	0.67	0.33	0.47	0.05	*

Condición del bosque	Categoría de tamaño	Año	Familia	Nombre científico	Código especie	Habit o	A	B	stat	p.val ue	Cod sig
BNQ	Latizales	2022	CALOPHYLLACEAE	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cabr	Árbol	0.63	0.33	0.46	0.05	*
BNQ	Latizales	2022	SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	0.63	0.33	0.46	0.05	*
BQM	Latizales	2022	MELASTOMATACEAE	<i>Miconia borjensis</i> Wurdack.	Mibo	Arbust o	0.78	0.67	0.72	0.02	*
BQM	Latizales	2022	RUBIACEAE	<i>Simira rubescens</i> (Benth.) Bremek. ex Steyerem.	Siru	Árbol	0.71	0.50	0.60	0.02	*
BQM	Latizales	2022	RUBIACEAE	<i>Chomelia polyantha</i> S.F.Blake	Chpo	Arbust o	1.00	0.33	0.58	0.04	*
BQA	Latizales	2022	ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	Palma	0.45	1.00	0.67	0.01	**
BQA	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Dalbergia foliosa</i> (Benth.) A.M. Carvalho	Dafo	Árbol	0.46	0.83	0.62	0.02	*
BQA	Latizales	2022	BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus barbatus</i> (E.Mey.) Mattos	Haba	Árbol	0.37	1.00	0.61	0.01	**
BQA	Latizales	2022	LAURACEAE	<i>Ocotea sanariapensis</i> Lasser	Ocsa	Arbust o	0.42	0.83	0.59	0.02	*
BQA	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Dalbergia inundata</i> Benth.	Dain	Arbust o	0.47	0.67	0.56	0.02	*
BQA	Latizales	2022	FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	Árbol	0.33	0.83	0.53	0.04	*
BNQ	Brinzales	2017	FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hyco	Árbol	0.84	0.44	0.61	0.02	*
BNQ	Brinzales	2017	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania sprucei</i> (Hook. F.) Fritsch	Lispr	Árbol	0.71	0.33	0.49	0.05	*
BQA	Brinzales	2017	ARECACEAE	<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	Asja	Palma	0.38	1.00	0.61	0.01	**
BQA	Brinzales	2017	BIGNONIACEAE	<i>Pachyptera kerere</i> (Aubl.) Sandwith	Pake	Liana	0.91	0.33	0.55	0.03	*
BNQ	Brinzales	2019	FABACEAE	<i>Macrosamanea amplissima</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	Maam	Árbol	0.46	0.67	0.56	0.04	*
BQM	Brinzales	2019	APOCYNACEAE	<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	Tasi	Arbust o	0.81	0.50	0.64	0.02	*
BNQ	Brinzales	2022	RUBIACEAE	<i>Faramea capillipes</i> Müll.Arg.	Faca	Árbol	0.88	0.56	0.70	0.01	**
BNQ	Brinzales	2022	ARECACEAE	<i>Euterpe precatória</i> Mart.	Eupr	Palma	1.00	0.44	0.67	0.01	**
BNQ	Brinzales	2022	OCHNACEAE	<i>Quiina florida</i> Tul.	Qufl	Árbol	0.55	0.78	0.66	0.01	**
BNQ	Brinzales	2022	FABACEAE	<i>Dalbergia inundata</i> Benth.	Dain	Arbust o	0.58	0.67	0.62	0.01	**
BNQ	Brinzales	2022	APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	0.86	0.44	0.62	0.03	*
BNQ	Brinzales	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	0.68	0.56	0.62	0.02	*
BNQ	Brinzales	2022	PHYLLANTHACEAE	<i>Amanoa oblongifolia</i> Müll.Arg.	Amob	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.01	**

Condición del bosque	Categoría de tamaño	Año	Familia	Nombre científico	Código especie	Habit o	A	B	stat	p.val ue	Cod sig
BNQ	Brinzales	2022	RUBIACEAE	<i>Psychotria platypoda</i> DC.	Pspl	Arbust o	0.75	0.44	0.58	0.05	*
BNQ	Brinzales	2022	RUBIACEAE	<i>Alibertia bertierifolia</i> K.Schum.	Albe	Árbol	0.42	0.78	0.57	0.03	*
BNQ	Brinzales	2022	BURSERACEAE	<i>Protium Ilanorum</i> Cuatrec.	Prll	Árbol	0.68	0.44	0.55	0.04	*
BNQ	Brinzales	2022	RUBIACEAE	<i>Faramea tamberlikiana</i> Müll.Arg.	Fata	Árbol	0.86	0.33	0.54	0.03	*
BNQ	Brinzales	2022	SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	0.63	0.44	0.53	0.02	*
BNQ	Brinzales	2022	CLUSIACEAE	<i>Tovomita cf. spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	0.41	0.67	0.52	0.04	*
BNQ	Brinzales	2022	SAPINDACEAE	<i>Matayba aff. purgans</i> (Poepp.) Radlk.	Mapu	Árbol	0.80	0.33	0.52	0.05	*
BNQ	Brinzales	2022	ARECACEAE	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Mafl	Palma	0.53	0.44	0.49	0.04	*
BQM	Brinzales	2022	FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyca	Árbol	0.47	0.83	0.63	0.01	**
BQM	Brinzales	2022	MYRTACEAE	<i>Calyptanthes sp. 1</i>	Calsp	Árbol	0.89	0.33	0.54	0.04	*
BQM	Brinzales	2022	FABACEAE	<i>Swartzia leptopetala</i> Benth.	Swle	Árbol	0.57	0.50	0.53	0.05	*
BQA	Brinzales	2022	BIGNONIACEAE	<i>Anemopaegma karstenii</i> Bureau & K.Schum.	Anka	Liana	1.00	0.50	0.71	0.01	**
BQA	Brinzales	2022	MYRTACEAE	<i>Myrtaceae sp. 1</i>	Mysp	Árbol	0.82	0.50	0.64	0.01	**
BQA	Brinzales	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	Árbol	0.67	0.50	0.58	0.01	**
BQN	Renuevos	2017	FABACEAE	<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Hyco	Árbol	1.00	0.44	0.67	0.02	*
BQN	Renuevos	2017	MYRTACEAE	<i>Eugenia chrysophyllum</i> Poir.	Euch	Árbol	0.87	0.33	0.54	0.04	*
BQM	Renuevos	2017	BIGNONIACEAE	<i>Jacaranda orinocensis</i> Sandwith	Jaor	Árbol	1.00	0.50	0.71	0.01	**
BQM	Renuevos	2017	MYRTACEAE	<i>Eugenia pachystachya</i> McVaugh	Eupa	Arbolit o	0.62	0.50	0.56	0.03	*
BQN	Renuevos	2019	ARECACEAE	<i>Leopoldinia pulchra</i> Mart.	Lepu	Palma	0.43	0.89	0.62	0.01	**
BQN	Renuevos	2019	FABACEAE	<i>Dalbergia hygrophila</i> (Mart. ex Benth.) Hoehne	Dahy	Arbust o	0.62	0.56	0.59	0.01	**
BQN	Renuevos	2019	OCHNACEAE	<i>Quiina macrophylla</i> Tul.	Quma	Árbol	0.71	0.33	0.49	0.05	*
BQM	Renuevos	2019	MYRTACEAE	<i>Calyptanthes macrophylla</i> O.Berg	Cama	Árbol	0.74	0.50	0.61	0.03	*
BQM	Renuevos	2019	APOCYNACEAE	<i>Tabernaemontana siphilitica</i> (L.f.) Leeuwenb.	Tasi	Arbust o	1.00	0.33	0.58	0.05	*
BQA	Renuevos	2019	SOLANACEAE	<i>Solanum monachophyllum</i> Dunal	Somo	Arbust o	0.51	0.67	0.58	0.04	*
BQN	Renuevos	2022	LOGANIACEAE	<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Strgu	Liana	0.96	0.78	0.86	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	MORACEAE	<i>Maquira coriacea</i> (H. Karst.) C.C. Berg	Maco	Árbol	1.00	0.56	0.75	0.01	**

Condición del bosque	Categoría de tamaño	Año	Familia	Nombre científico	Código especie	Habito	A	B	stat	p.val ue	Cod sig
BQN	Renuevos	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania mollis</i> Benth.	Limo	Árbol	0.83	0.67	0.74	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	APOCYNACEAE	<i>Parahancornia oblonga</i> (Benth. ex Müll.Arg.) Monach.	Paob	Árbol	0.79	0.67	0.73	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	MELASTOMATACEAE	<i>Tococa coronata</i> Benth.	Toco	Árbol	0.94	0.56	0.72	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	RUBIACEAE	<i>Psychotria platypoda</i> DC.	Pspl	Arbusto	0.91	0.56	0.71	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	SALICACEAE	<i>Ryania dentata</i> (Kunth) Miq.	Ryde	Arbusto	1.00	0.44	0.67	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	FABACEAE	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth) L.Rico	Zyin	Árbol	0.66	0.67	0.66	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	SAPOTACEAE	<i>Pouteria elegans</i> (A.DC.) Baehni	Poel	Árbol	0.53	0.78	0.64	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	CLUSIACEAE	<i>Tovomitia cf. spruceana</i> Planch. & Triana	Tosp	Árbol	0.50	0.78	0.63	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	OCHNACEAE	<i>Elvasia quinqueloba</i> Spruce ex Engl.	Elqu	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.02	*
BQN	Renuevos	2022	SMILACACEAE	<i>Smilax maypurensis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Smma	Liana	1.00	0.33	0.58	0.03	*
BQN	Renuevos	2022	MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i> (Rol. Ex Rottb.) Warb.	Visu	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.01	**
BQN	Renuevos	2022	LAURACEAE	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Neme	Árbol	0.87	0.33	0.54	0.01	**
BQM	Renuevos	2022	POLYGALACEAE	<i>Securidaca pendula</i> Bonpl. ex Steud.	Sepe	Trepadora	0.74	0.83	0.79	0.01	**
BQM	Renuevos	2022	POLYGONACEAE	<i>Ruprechtia tenuiflora</i> Benth.	Rute	Árbol	1.00	0.50	0.71	0.01	**
BQM	Renuevos	2022	FABACEAE	<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth.	Cyba	Árbol	0.82	0.50	0.64	0.02	*
BQM	Renuevos	2022	CELASTRACEAE	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	Saim	Liana	0.81	0.50	0.64	0.01	**
BQM	Renuevos	2022	EUPHORBIACEAE	<i>Mabea nitida</i> Spruce ex Benth.	Mani	Árbol	1.00	0.33	0.58	0.04	*
BQM	Renuevos	2022	MYRTACEAE	<i>Calyptanthes sp. 1</i>	Calsp	Árbol	0.98	0.33	0.57	0.02	*
BQM	Renuevos	2022	EUPHORBIACEAE	<i>Piranhea cf. trifoliata</i> Baill.	Pitr	Árbol	0.64	0.50	0.57	0.02	*
BQM	Renuevos	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania apetala var. aperta</i> (Benth.) Prance	Liap	Árbol	0.63	0.50	0.56	0.02	*
BQM	Renuevos	2022	MALPIGHIACEAE	<i>Burdachia prismatocarpa</i> Mart. ex A.Juss.	Bupr	Árbol	0.93	0.33	0.56	0.05	*
BQM	Renuevos	2022	FABACEAE	<i>Dalbergia foliosa</i> (Benth.) A.M. Carvalho	Dafo	Arbolito	0.56	0.50	0.53	0.04	*
BQM	Renuevos	2022	VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia obscura</i> Warm.	Voob	Árbol	0.54	0.50	0.52	0.05	*
BQA	Renuevos	2022	LAURACEAE	<i>Ocotea sanariapensis</i> Lasser	Ocsa	Arbusto	0.61	0.83	0.72	0.01	**
BQA	Renuevos	2022	CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Lihe	Árbol	0.65	0.67	0.66	0.01	**

Condición del bosque	Categoría de tamaño	Año	Familia	Nombre científico	Código especie	Habit o	A	B	stat	p.val ue	Cod sig
BQA	Renuevos	2022	MALVACEAE	<i>Sida serrata</i> Willd. ex Spreng.	Sise	Arbust o	0.84	0.50	0.65	0.02	*
BQA	Renuevos	2022	MALPIGHIACEAE	<i>Heteropterys orinocensis</i> (Kunth) A.Juss.	Heor	Liana	0.58	0.50	0.54	0.04	*

Tabla 8-24: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la riqueza de especies con un DAP ≥ 10 cm.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Clase	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Fustales	(Intercepto)	3.12	0.15	20.87	346.22	367.65	<0.0001
	Año 2019	-0.01	0.10	-0.15			0.8823
	Año 2022	-1.9E-05	0.10	-1.9E-04			0.9998
	Condición BQA	-2.03	0.32	-6.37			<0.0001
	Condición BQM	-0.71	0.25	-2.83			0.0047
	Año 2019: Condición BQA	0.01	0.34	0.04			0.9655
	Año 2022: Condición BQA	0.19	0.32	0.59			0.5535
	Año 2019: Condición BQM	-0.05	0.19	-0.27			0.7850
	Año 2022: Condición BQM	-0.08	0.19	-0.42			0.6734

Tabla 8-25: Resultados de los modelos lineales generales y mixtos (MLM) para la riqueza de especies con un DAP < 10 cm por cada habito de la vegetación.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de *p* que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	DF	t-value	AIC	BIC	p-value
Árboles	(Intercepto)	29,89	1,93	34	15,47	376,67	398,55	<0.0001
	Año 2019	-3,44	2,22	34	-1,55			0,1293
	Año 2022	10	2,22	34	4,51			0,0001
	Condición BQA	-25,07	3,04	34	-8,26			<0.0001
	Condición BQM	-16,21	3,04	34	-5,34			<0.0001
	Año 2019 : Condición BQA	9,78	3,5	34	2,79			0,0085
	Año 2022 : Condición BQA	-2,53	3,45	34	-0,73			0,4685
	Año 2019 : Condición BQM	8,44	3,5	34	2,41			0,0215
	Año 2022 : Condición BQM	3,31	3,63	34	0,91			0,3682
Árbolitos	(Intercepto)	0,56	0,19	34	2,91	131,04	152,92	0,0064
	Año 2019	0	0,25	34	0			>0.9999
	Año 2022	0,11	0,25	34	0,45			0,6544
	Condición BQA	-0,19	0,3	34	-0,64			0,525
	Condición BQM	0,25	0,3	34	0,83			0,4144
	Año 2019 : Condición BQA	0,17	0,39	34	0,43			0,671
	Año 2022 : Condición BQA	0,53	0,38	34	1,38			0,1772
	Año 2019 : Condición BQM	0	0,39	34	0			>0.9999

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	DF	t-value	AIC	BIC	p-value
	Año 2022 : Condición BQM	0,29	0,4	34	0,71			0,4826
Arbustos	(Intercepto)	4,67	0,94	34	4,97	287,68	309,56	<0,0001
	Año 2019	0,56	0,87	34	0,64			0,5264
	Año 2022	1,44	0,87	34	1,66			0,1053
	Condición BQA	-3,05	1,45	34	-2,1			0,0435
	Condición BQM	-1,28	1,45	34	-0,88			0,3831
	Año 2019 : Condición BQA	1,94	1,37	34	1,42			0,1656
	Año 2022 : Condición BQA	2,44	1,35	34	1,8			0,0809
	Año 2019 : Condición BQM	1,61	1,37	34	1,17			0,2486
	Año 2022 : Condición BQM	0,48	1,43	34	0,33			0,7407
Lianas	(Intercepto)	1,67	0,46	34	3,63	204,39	226,27	0,0009
	Año 2019	0	0,38	34	0			>0,9999
	Año 2022	3,11	0,38	34	8,12			<0,0001
	Condición BQA	-1,07	0,7	34	-1,52			0,1367
	Condición BQM	-0,59	0,7	34	-0,84			0,4052
	Año 2019 : Condición BQA	-0,17	0,61	34	-0,28			0,7849
	Año 2022 : Condición BQA	-2,39	0,6	34	-4			0,0003
	Año 2019 : Condición BQM	-0,83	0,61	34	-1,38			0,1779
	Año 2022 : Condición BQM	-2,62	0,63	34	-4,16			0,0002
Palmas	(Intercepto)	2,44	0,3	34	8,03	163,07	184,95	<0,0001
	Año 2019	0	0,27	34	0			>0,9999
	Año 2022	1	0,27	34	3,74			0,0007
	Condición BQA	-1,54	0,47	34	-3,29			0,0024
	Condición BQM	-1,85	0,47	34	-3,93			0,0004
	Año 2019 : Condición BQA	0,33	0,42	34	0,79			0,4357
	Año 2022 : Condición BQA	-1,06	0,42	34	-2,54			0,0157
	Año 2019 : Condición BQM	0,67	0,42	34	1,58			0,1239

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	DF	t-value	AIC	BIC	p-value
	Año 2022 : Condición BQM	-0,57	0,44	34	-1,31			0,1997
Herbaceas	(Intercepto)	1,17	0,35	30	3,36	149,62	169,49	0,0021
	Año 2019	-0,83	0,44	30	-1,89			0,0681
	Año 2022	0,17	0,44	30	0,38			0,7077
	Condición BQA	0,83	0,49	15	1,7			0,1101
	Condición BQM	-0,17	0,49	15	-0,34			0,7388
	Año 2019 : Condición BQA	2,5	0,62	30	4,02			0,0004
	Año 2022 : Condición BQA	1,67	0,62	30	2,68			0,0119
	Año 2019 : Condición BQM	1,5	0,62	30	2,41			0,0223
	Año 2022 : Condición BQM	0,33	0,62	30	0,54			0,5963

Tabla 8-26: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la riqueza de especies con un DAP < 10 cm por cada habito de la vegetación.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de *p* que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Habito		Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Trepadoras	(Intercepto)	-21.12	12838.85	-0.0016	96.44	117.87	0.9987
	Año 2019	18.92	12838.85	0.0015			0.9988
	Año 2022	20.87	12838.85	0.0016			0.9987
	Condición BQA	19.33	12838.85	0.0015			0.9988
	Condición BQM	-0.11	21010.46	-0.0000053			>0.9999

Habito		Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Año 2019: Condición BQA	-18.92	12838.85	-0.0015			0.9988
	Año 2022: Condición BQA	-18.54	12838.85	-0.0014			0.9988
	Año 2019: Condición BQM	1.21	21010.46	0.000058			>0.9999
	Año 2022: Condición BQM	0.36	21010.46	0.000017			>0.9999
Helechos	(Intercepto)	3.11	0.79	3.92	278.51	300.38	0.0004
	Año 2019	-1.22	0.87	-1.41			0.1689
	Año 2022	1	0.87	1.15			0.2581
	Condición BQA	0.12	1.24	0.1			0.9234
	Condición BQM	-0.34	1.24	-0.28			0.7846
	Año 2019: Condición BQA	2.39	1.37	1.74			0.0913
	Año 2022: Condición BQA	3.01	1.35	2.23			0.0328
	Año 2019: Condición BQM	1.89	1.37	1.37			0.1785
	Año 2022: Condición BQM	1.09	1.43	0.76			0.4498

Tabla 8-27: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la abundancia de individuos con un DAP < 10 cm por cada habito de la vegetación.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA), el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022) y la categoría de tamaño (Latizales, brinzales y renuevos), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Árboles	(Intercepto)	3,56	0,1	35	2857,57	2948,34	<0.0001
	Condición BQA	-1,3	0,19	-6,66			<0.0001

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Condición BQM	-0,6	0,17	-3,49			0,0005
	Año 2019	-0,33	0,09	-3,8			0,0001
	Año 2022	0,46	0,07	6,51			<0.0001
	Categoría Latizal	0,56	0,07	8,04			<0.0001
	Categoría Renuevo	0,44	0,07	6,15			<0.0001
	Condición BQA: Año 2019	0,37	0,2	1,87			0,0609
	Condición BQM : Año 2019	0,54	0,15	3,58			0,0003
	Condición BQA: Año 2022	0,26	0,17	1,49			0,1375
	Condición BQM: Año 2022	0,75	0,13	5,92			<0.0001
	Condición BQA: Categoría Latizal	-1,88	0,29	-6,5			<0.0001
	Condición BQM: Categoría Latizal	-0,18	0,14	-1,28			0,2003
	Condición BQA: Categoría Renuevo	0,56	0,17	3,37			0,0008
	Condición BQM: Categoría Renuevo	0,23	0,13	1,75			0,08
	Año 2019: Categoría Latizal	0,18	0,11	1,72			0,0856
	Año 2022: Categoría Latizal	0,32	0,09	3,65			0,0003
	Año 2019: Categoría Renuevo	0,0041	0,11	0,04			0,9704
	Año 2022: Categoría Renuevo	0,09	0,09	0,94			0,3467
	Condición BQA: Año 2019: Categoría Latizal	1,19	0,35	3,41			0,0006
	Condición BQM: Año 2019: Categoría Latizal	-0,35	0,19	-1,83			0,0679
	Condición BQA: Año 2022: Categoría Latizal	1,83	0,31	5,83			<0.0001
	Condición BQM :Año 2022 :Categoría Latizal	-0,81	0,16	-4,93			<0.0001
	Condición BQA: Año 2019 :Categoría Renuevo	-0,62	0,25	-2,52			0,0118
	Condición BQM :Año 2019 :Categoría Renuevo	0,18	0,19	0,94			0,3461
	Condición BQA :Año 2022 :Categoría Renuevo	-1,74	0,23	-7,44			<0.0001
	Condición BQM: Año 2022: Categoría Renuevo	-0,3	0,16	-1,9			0,0578
Arbolitos	(Intercepto)	-0,48	0,62	-0,78	517,23	595,28	0,433
	Condición BQA	0,6	0,98	0,61			0,5414

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Condición BQM	0,61	0,77	0,79			0,4282
	Año 2019	-1,15	1,15	-1			0,3174
	Año 2022	-0,8	0,91	-0,88			0,3807
	Categoría Latizal	0,29	0,75	0,38			0,7029
	Categoría Renuevo	1,1	0,66	1,67			0,0951
	Condición BQA: Año 2019	1,82	1,41	1,29			0,197
	Condición BQM: Año 2019	1,37	1,27	1,08			0,2809
	Condición BQA: Año 2022	1,8	1,21	1,49			0,1362
	Condición BQM: Año 2022	1,65	1,04	1,59			0,1119
	Condición BQA: Categoría Latizal	0,11	1,17	0,1			0,9241
	Condición BQM: Categoría Latizal	0,49	0,9	0,54			0,588
	Condición BQA: Categoría Renuevo	-19,45	302,15	-0,06			0,9487
	Condición BQM : Categoría Renuevo	0,37	0,8	0,46			0,6433
	Año 2019: Categoría Latizal	1,91	1,28	1,49			0,1368
	Año 2022 : Categoría Latizal	1,79	1,06	1,7			0,0893
	Año 2019: Categoría Renuevo	0,85	1,24	0,68			0,4946
	Año 2022 : Categoría Renuevo	-18,25	202,73	-0,09			0,9283
	Condición BQA: Año 2019: Categoría Latizal	-2,4	1,62	-1,48			0,1396
	Condición BQM: Año 2019 : Categoría Latizal	-2,37	1,45	-1,63			0,1025
	Condición BQA :Año 2022 : Categoría Latizal	-1,43	1,41	-1,01			0,3121
	Condición BQM :Año 2022 : Categoría Latizal	-2,09	1,22	-1,72			0,0856
	Condición BQA :Año 2019 : Categoría Renuevo	15,02	302,15	0,05			0,9603
	Condición BQM :Año 2019 : Categoría Renuevo	-1,76	1,39	-1,26			0,2072
	Condición BQA: Año 2022 :Categoría Renuevo	18,18	300,69	0,06			0,9518
	Condición BQM :Año 2022 : Categoría Renuevo	16,85	202,73	0,08			0,9338
Arbustos	(Intercepto)	1,91	0,25	7,8	1918,27	2009,04	<0.0001
	Condición BQA	0,54	0,38	1,43			0,1515
	Condición BQM	-0,02	0,39	-0,04			0,9686

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Año 2019	0,18	0,15	1,15			0,2514
	Año 2022	0,19	0,15	1,22			0,2224
	Categoría Latizal	-0,21	0,17	-1,26			0,2061
	Categoría Renuevo	0,22	0,15	1,44			0,1511
	Condición BQA: Año 2019	0,53	0,21	2,53			0,0114
	Condición BQM : Año 2019	0,59	0,23	2,61			0,0091
	Condición BQA: Año 2022	0,0028	0,22	0,01			0,9898
	Condición BQM : Año 2022	0,51	0,23	2,22			0,0264
	Condición BQA: Categoría Latizal	-0,07	0,25	-0,3			0,7641
	Condición BQM: Categoría Latizal	-0,05	0,27	-0,18			0,8571
	Condición BQA: Categoría Renuevo	-1,93	0,34	-5,73			<0.0001
	Condición BQM: Categoría Renuevo	-0,01	0,24	-0,04			0,9666
	Año 2019: Categoría Latizal	0,04	0,23	0,17			0,8681
	Año 2022: Categoría Latizal	-0,07	0,23	-0,29			0,7716
	Año 2019: Categoría Renuevo	0,25	0,2	1,23			0,2196
	Año 2022: Categoría Renuevo	0,24	0,2	1,21			0,2263
	Condición BQA: Año 2019 : Categoría Latizal	0,13	0,31	0,43			0,6704
	Condición BQM :Año 2019 : Categoría Latizal	-0,42	0,35	-1,19			0,2326
	Condición BQA :Año 2022 : Categoría Latizal	1,1	0,32	3,43			0,0006
	Condición BQM :Año 2022 : Categoría Latizal	0,43	0,34	1,26			0,2061
Condición BQA: Año 2019: Categoría Renuevo	0,91	0,39	2,36			0,0184	
Condición BQM: Año 2019 :Categoría Renuevo	-0,38	0,3	-1,24			0,2141	
Condición BQA: Año 2022 :Categoría Renuevo	1,82	0,39	4,7			<0.0001	
Condición BQM :Año 2022 :Categoría Renuevo	-1,05	0,32	-3,29			0,001	
Lianas	(Intercepto)	0,02	0,41	0,04	607,01	686,42	0,97
	Condición BQA	0,66	0,69	0,95			0,3421
	Condición BQM	0,62	0,64	0,97			0,3338

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Año 2019	0,37	0,4	0,92			0,3596
	Año 2022	0,88	0,36	2,46			0,0139
	Categoría Latizal	-0,00033	0,43	-0,00077			0,9994
	Categoría Renuevo	-0,00018	0,43	-0,00041			0,9997
	Condición BQA: Año 2019	-0,86	1,22	-0,7			0,4826
	Condición BQM: Año 2020	-1,85	1,13	-1,64			0,1019
	Condición BQA: Año 2022	-1,45	0,66	-2,19			0,0288
	Condición BQM: Año 2022	-1,39	0,6	-2,32			0,0206
	Condición BQA: Categoría Latizal	-0,15	0,7	-0,22			0,8265
	Condición BQM: categoría Latizal	-0,45	0,65	-0,7			0,4839
	Condición BQA: Categoría Renuevo	1,1	0,61	1,8			0,0721
	Condición BQM: Categoría Renuevo	-1,01	0,72	-1,4			0,1621
	Año 2019: Categoría Latizal	-0,69	0,63	-1,1			0,2711
	Año 2022: Categoría Latizal	0,6	0,49	1,23			0,2182
	Año 2019: Categoría Renuevo	-0,56	0,62	-0,91			0,363
	Año 2022: Categoría Renuevo	0,73	0,48	1,5			0,133
	Condición BQA: Año 2019: Categoría Latizal	-14,76	2485,54	-0,01			0,9953
	Condición BQM: Año 2019: Categoría Latizal	-13,94	1888,06	-0,01			0,9941
	Condición BQA: Año 2022: Categoría Latizal	-0,58	0,9	-0,64			0,5216
	Condición BQM: Año 2022: Categoría Latizal	-0,48	0,9	-0,54			0,5917
	Condición BQA: Año 2019: Categoría Renuevo	0,16	1,45	0,11			0,915
	Condición BQM: Año 2019: Categoría Renuevo	3,77	1,35	2,78			0,0054
	Condición BQA: Año 2022 :Categoría Renuevo	-1,83	0,82	-2,22			0,0264
	Condición BQM: Año 2022 :Categoría Renuevo	2,25	0,86	2,62			0,0089
Palmas	(Intercepto)	2,54	0,18	14,31	1645,22	1733,67	<0,0001
	Condición BQA	0,36	0,28	1,31			0,1917
	Condición BQM	-1,28	0,39	-3,28			0,001
	Año 2019	-0,18	0,13	-1,33			0,1849

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Año 2022	0,23	0,12	1,91			0,0561
	Categoría Latizal	-0,13	0,13	-0,98			0,325
	Categoría Renuevo	0,87	0,11	8,14			<0.0001
	Condición BQA: Año 2019	-1,38	0,26	-5,31			<0.0001
	Condición BQM : Año 2019	-0,12	0,39	-0,32			0,7505
	Condición BQA: Año 2022	-2,19	0,29	-7,5			<0.0001
	Condición BQM: Año 2022	-1,15	0,45	-2,56			0,0104
	Condición BQA : Categoría Latizal	-0,15	0,19	-0,79			0,4306
	Condición BQM : Categoría Latizal	-0,21	0,43	-0,48			0,6303
	Condición BQA: Categoría Renuevo	-4	0,47	-8,54			<0.0001
	Condición BQM: Categoría Renuevo	-0,57	0,37	-1,54			0,1225
	Año 2019: Categoría Latizal	0,63	0,18	3,5			0,0005
	Año 2022 : Categoría Latizal	0,44	0,17	2,59			0,0096
	Año 2019: Categoría Renuevo	0,37	0,15	2,43			0,0151
	Año 2022 : Categoría Renuevo	-0,24	0,15	-1,65			0,0998
	Condición BQA :Año 2019 :Categoría Latizal	1,07	0,32	3,3			0,001
	Condición BQM: Año 2019 :Categoría Latizal	-0,83	0,6	-1,38			0,1681
	Condición BQA: Año 2022 :Categoría Latizal	2,77	0,34	8,2			<0.0001
	Condición BQM :Año 2022 :Categoría Latizal	0,54	0,6	0,89			0,374
	Condición BQA: Año 2019 :Categoría Renuevo	0,27	0,88	0,3			0,761
	Condición BQM: Año 2019 :Categoría Renuevo	-1,21	0,55	-2,2			0,028
	Condición BQA: Año 2022 :Categoría Renuevo	2,39	0,68	3,53			0,0004
	Condición BQM: Año 2022 :Categoría Renuevo	0,45	0,56	0,79			0,4297
Trepadoras	(Intercepto)	-2,17	1,34	-1,61	252,12	299,27	0,1067
	Condición BQA	2,71	1,14	2,37			0,0176
	Condición BQM	2,78	1,15	2,43			0,0152
	Año 2019	2,91	1,58	1,85			0,0644

Habito	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Año 2022	0,41	0,8	0,52			0,6053
	Categoría Latizal	-18,18	9437,27	-0,0019			0,9985
	Categoría Renuevo	-17,32	9507,06	-0,0018			0,9985
	Condición BQA: Año 2019	-4,1	1,72	-2,39			0,0169
	Condición BQM: Año 2019	-4,11	1,49	-2,76			0,0058
	Condición BQA: Categoría Latizal	-0,82	1,52	-0,54			0,5922
	Condición BQM: Categoría Latizal	-1,1	1,52	-0,72			0,4696
	Condición BQA: Categoría Renuevo	-1,68	1,16	-1,45			0,1478
	Condición BQM: Categoría Renuevo	-0,83	1,15	-0,72			0,4708
	Año 2019: Categoría Latizal	-0,75	13231,16	-0,000057			>0,9999
	Año 2022: Categoría Latizal	18,18	9437,27	0,0019			0,9985
	Año 2019: Categoría Renuevo	-1,74	13752,15	-0,00013			0,9999
	Año 2022: Categoría Renuevo	19,11	9507,06	0,002			0,9984
	Condición BQA: Año 2019: Categoría Latizal	2,47	10858,7	0,00023			0,9998
	Condición BQM: Año 2019: Categoría Latizal	18,93	9273,71	0,002			0,9984
	Condición BQA: Año 2019: Categoría Renuevo	22,14	9936,67	0,0022			0,9982
	Condición BQM: Año 2019: Categoría Renuevo	19,89	9936,67	0,002			0,9984

Tabla 8-28: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la cobertura de pastos.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Habito	Término	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Herbáceas	(Intercepto)	2,31	0,26	8,87	673,85	693,56	<0.0001
	Año 2019	-1,96	0,34	-5,8			<0.0001
	Año 2022	-0,13	0,18	-0,75			0,4548
	Condición BQA	0,88	0,35	2,53			0,0115
	Condición BQM	0,98	0,35	2,83			0,0047
	Año 2019: Condición BQA	2,51	0,35	7,12			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	0,57	0,21	2,79			0,0053
	Año 2019: Condición BQM	2,23	0,35	6,37			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-0,24	0,21	-1,13			0,2594

Tabla 8-29: Valores medios de volumen (Tn/ha) por clase de tamaño

Medias ajustadas y errores estándares para la interacción Año*Condición del bosque. Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0. DGC (Alfa=0.05). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Clase de tamaño	Año	Tipo	PredLin	E.E.	Media (Tn/ha)	E.E.	Significancia
Clase 1 hora ($\Theta < 0.6$ mm)	2022	BQA	-0.20	0.40	0.82	0.33	A
	2022	BQM	-0.53	0.44	0.59	0.26	A
	2022	BNQ	-0.64	0.49	0.53	0.26	A
	2019	BQA	-0.89	0.48	0.41	0.20	A
	2017	BQA	-1.58	0.60	0.21	0.12	A
	2017	BQM	-1.91	0.68	0.15	0.10	A
	2019	BQM	-2.32	0.80	0.10	0.08	A
	2017	BNQ	-2.81	1.13	0.06	0.07	A
	2019	BNQ	-20.45	7398.08	1.3E-09	9.7E-06	A
	2022	BQA	3.35	0.40	28.52	11.31	A

Clase de tamaño	Año	Tipo	PredLin	E.E.	Media (Tn/ha)	E.E.	Significancia
Clase 10 horas (Θ 0.6 mm - 2.5 cm)	2022	BQM	2.86	0.40	17.41	6.92	A
	2019	BQA	2.12	0.40	8.34	3.33	B
	2019	BNQ	1.69	0.41	5.45	2.22	B
	2019	BQM	1.53	0.40	4.60	1.86	B
	2017	BQM	-0.12	0.44	0.89	0.39	C
	2017	BQA	-0.48	0.45	0.62	0.28	C
	2022	BNQ	-0.90	0.56	0.41	0.23	C
	2017	BNQ	-1.13	0.59	0.32	0.19	C
Clase 100 horas (Θ 2.5 cm - 8 cm)	2022	BQM	1.53	0.51	4.63	2.38	A
	2019	BQM	0.71	0.52	2.03	1.06	B
	2022	BQA	0.64	0.53	1.89	1.01	B
	2017	BNQ	0.62	0.54	1.86	1.00	B
	2017	BQM	0.55	0.53	1.73	0.91	B
	2019	BQA	0.12	0.55	1.12	0.62	B
	2017	BQA	-0.01	0.55	0.99	0.55	B
	2022	BNQ	-0.09	0.56	0.92	0.51	B
	2019	BNQ	-0.48	0.58	0.62	0.36	B
Clase 1000 horas (Θ > 8 cm) Sanos	2022	BQA	3.35	0.40	28.52	11.31	A
	2022	BQM	2.86	0.40	17.41	6.92	A
	2019	BQA	2.12	0.40	8.34	3.33	B
	2019	BNQ	1.69	0.41	5.45	2.22	B
	2019	BQM	1.53	0.40	4.60	1.86	B
	2017	BQM	-0.12	0.44	0.89	0.39	C
	2017	BQA	-0.48	0.45	0.62	0.28	C
	2022	BNQ	-0.90	0.56	0.41	0.23	C
	2017	BNQ	-1.13	0.59	0.32	0.19	C
	2017	BQM	2.66	0.63	14.34	9.09	A

Clase de tamaño	Año	Tipo	PredLin	E.E.	Media (Tn/ha)	E.E.	Significancia
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Podridos	2019	BQM	2.25	0.63	9.52	6.04	B
	2022	BQM	2.19	0.63	8.90	5.65	B
	2017	BQA	1.44	0.65	4.21	2.73	B
	2019	BQA	0.95	0.65	2.59	1.68	C
	2022	BQA	0.56	0.65	1.75	1.14	D
	2017	BNQ	0.17	0.68	1.18	0.81	D
	2019	BNQ	0.02	0.69	1.02	0.70	D
	2022	BNQ	-0.45	0.69	0.64	0.44	E
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Sanos y Podridos	2017	BQM	2.73	0.58	15.30	8.92	A
	2022	BQM	2.58	0.58	13.15	7.66	A
	2019	BQM	2.51	0.58	12.30	7.17	A
	2022	BQA	2.18	0.58	8.82	5.15	A
	2017	BQA	2.13	0.58	8.41	4.91	A
	2019	BQA	1.04	0.59	2.82	1.66	B
	2019	BNQ	0.79	0.61	2.20	1.35	B
	2017	BNQ	0.73	0.62	2.08	1.28	B
	2022	BNQ	0.30	0.62	1.34	0.83	C
Volumen total	2022	BQA	4.12	0.37	61.35	22.63	A
	2022	BQM	3.93	0.37	51.08	18.86	A
	2019	BQM	3.35	0.37	28.64	10.60	B
	2017	BQM	3.33	0.37	28.05	10.38	B
	2017	BQA	2.99	0.37	19.91	7.38	B
	2019	BQA	2.96	0.37	19.25	7.14	B
	2019	BNQ	2.47	0.38	11.83	4.44	B
	2017	BNQ	2.19	0.38	8.92	3.37	B
	2022	BNQ	1.76	0.38	5.83	2.23	C

Tabla 8-30: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para el volumen de detritos leñosos.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Clase de tamaño	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Clase 1 hora ($\Theta < 0.6$ mm)	(Intercept)	-2.81	1.13	-2.49	200.64	230.05	0.0127
	Año 2019	-17.65	7398.08	-2.4E-03			0.9981
	Año 2022	2.17	1.16	1.87			0.0609
	Condición BQA	1.22	1.27	0.96			0.3376
	Condición BQM	0.89	1.32	0.68			0.4989
	Año 2019: Condición BQA	18.34	7398.08	2.5E-03			0.9980
	Año 2022: Condición BQA	-0.78	1.29	-0.60			0.5458
	Año 2019: Condición BQM	17.24	7398.08	2.3E-03			0.9981
	Año 2022: Condición BQM	-0.78	1.34	-0.58			0.5600
Clase 10 horas (Θ 0.6 mm - 2.5 cm)	(Intercept)	-1.13	0.59	-1.92	1921.89	1951.29	0.0554
	Año 2019	2.82	0.45	6.29			<0.0001
	Año 2022	0.23	0.59	0.39			0.6973
	Condición BQA	0.64	0.74	0.87			0.3857
	Condición BQM	1.01	0.73	1.37			0.1702
	Año 2019: Condición BQA	-0.22	0.50	-0.43			0.6669
	Año 2022: Condición BQA	3.60	0.63	5.72			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	-1.17	0.49	-2.37			0.0176
	Año 2022: Condición BQM	2.75	0.62	4.41			<0.0001
(Intercept)	0.62	0.54	1.16	723.54	752.95	0.2480	

Clase de tamaño	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Clase 100 horas (Θ 2.5 cm - 8 cm)	Año 2019	-1.10	0.29	-3.78			0.0002
	Año 2022	-0.71	0.25	-2.78			0.0054
	Condición BQA	-0.63	0.77	-0.83			0.4092
	Condición BQM	-0.07	0.75	-0.10			0.9234
	Año 2019: Condición BQA	1.23	0.41	3.01			0.0026
	Año 2022: Condición BQA	1.35	0.36	3.74			0.0002
	Año 2019: Condición BQM	1.26	0.35	3.58			0.0003
	Año 2022: Condición BQM	1.69	0.31	5.52			<0.0001
Clase 1000 horas (Θ > 8 cm) Sanos	(Intercept)	0.17	0.68	0.24	1849.12	1878.52	0.8078
	Año 2019	-0.15	0.13	-1.13			0.2584
	Año 2022	-0.62	0.15	-4.09			<0.0001
	Condición BQA	1.27	0.94	1.36			0.1753
	Condición BQM	2.50	0.93	2.68			0.0073
	Año 2019: Condición BQA	-0.34	0.17	-1.99			0.0468
	Año 2022: Condición BQA	-0.26	0.19	-1.33			0.1842
	Año 2019: Condición BQM	-0.26	0.15	-1.76			0.0777
	Año 2022: Condición BQM	0.14	0.17	0.85			0.3928
Clase 1000 horas (Θ > 8 cm) Podridos	(Intercept)	-4.46	1.54	-2.88	890.82	920.22	0.0039
	Año 2019	2.20	0.61	3.62			0.0003
	Año 2022	1.62	0.63	2.55			0.0107
	Condición BQA	2.69	1.90	1.41			0.1578
	Condición BQM	-1.74	2.03	-0.86			0.3925
	Año 2019: Condición BQA	-5.74	0.74	-7.79			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-1.06	0.64	-1.66			0.0970
	Año 2019: Condición BQM	1.45	0.94	1.55			0.1222
	Año 2022: Condición BQM	2.56	0.95	2.69			0.0072
	(Intercept)	0.73	0.62	1.19	2909.54	2938.94	0.2322

Clase de tamaño	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Sanos y Podridos	Año 2019	0.05	0.12	0.44			0.6616
	Año 2022	-0.44	0.14	-3.11			0.0019
	Condición BQA	1.39	0.85	1.65			0.0996
	Condición BQM	1.99	0.84	2.36			0.0183
	Año 2019: Condición BQA	-1.15	0.16	-7.33			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	0.49	0.16	3.11			0.0019
	Año 2019: Condición BQM	-0.27	0.14	-1.96			0.0502
	Año 2022: Condición BQM	0.29	0.15	1.86			0.0634
Volumen total	(Intercept)	2.19	0.38	5.80	4024.94	4054.34	<0.0001
	Año 2019	0.28	0.10	2.86			0.0043
	Año 2022	-0.42	0.12	-3.56			0.0004
	Condición BQA	0.80	0.53	1.52			0.1292
	Condición BQM	1.15	0.53	2.17			0.0302
	Año 2019: Condición BQA	-0.32	0.12	-2.67			0.0075
	Año 2022: Condición BQA	1.55	0.13	11.91			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	-0.26	0.11	-2.30			0.0216
	Año 2022: Condición BQM	1.02	0.13	7.93			<0.0001

Tabla 8-31: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para la porosidad de detritos leñosos.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Clase de tamaño	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Clase 1 hora ($\Theta < 0.6$ mm)	(Intercept)	5.97	0.25	24.29	2746.44	2766.14	<0.0001
	Condición BQA	-0.21	0.35	-0.61			0.5441
	Condición BQM	-0.54	0.35	-1.56			0.1184
	Año 2019	-1.08	0.04	-27.62			<0.0001
	Año 2022	-1.34	0.05	-29.36			<0.0001
	Año 2019: Condición BQA	-0.25	0.06	-4.44			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	0.80	0.06	14.16			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-0.61	0.07	-8.82			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-0.44	0.08	-5.29			<0.0001
Clase 10 horas ($\Theta 0.6$ mm - 2.5 cm)	(Intercept)	7.71	0.06	126.44	8414.35	8434.05	<0.0001
	Condición BQA	-0.10	0.09	-1.14			0.2551
	Condición BQM	-0.23	0.09	-2.68			0.0073
	Año 2019	-0.05	0.01	-4.29			<0.0001
	Año 2022	3.5E-03	0.01	0.28			0.7823
	Año 2019: Condición BQA	0.04	0.02	2.08			0.0374
	Año 2019: Condición BQM	0.13	0.02	7.09			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-0.26	0.02	-13.46			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-0.39	0.02	-19.85			<0.0001
Clase 100 horas ($\Theta 2.5$ cm - 8 cm)	(Intercept)	6.17	0.09	68.72	2723.25	2745.59	<0.0001
	Condición BQA	0.20	0.13	1.56			0.1188
	Condición BQM	0.04	0.13	0.29			0.7741
	Año 2019	0.02	0.03	0.73			0.4653
	Año 2022	-0.12	0.03	-4.42			<0.0001
	Año 2019: Condición BQA	-0.12	0.04	-3.44			0.0006
	Año 2019: Condición BQM	-0.15	0.03	-4.41			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-0.27	0.04	-7.10			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-0.70	0.04	-17.03			<0.0001

Clase de tamaño	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Sanos	(Intercept)	4.42	0.10	43.63	1120.02	1138.52	<0.0001
	Condición BQA	-0.12	0.15	-0.82			0.4108
	Condición BQM	0.44	0.14	3.09			0.0020
	Año 2019	0.96	0.06	16.07			<0.0001
	Año 2022	0.74	0.06	12.12			<0.0001
	Año 2019: Condición BQA	0.07	0.09	0.76			0.4447
	Año 2019: Condición BQM	-0.64	0.08	-8.53			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	0.35	0.09	3.92			0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-0.70	0.08	-8.91			<0.0001
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Podridos	(Intercept)	4.17	0.12	35.40	513.70	526.28	<0.0001
	Condición BQA	0.95	0.18	5.23			<0.0001
	Condición BQM	1.51	0.19	8.07			<0.0001
	Año 2019	0.92	0.10	9.03			<0.0001
	Año 2022	1.05	0.07	15.70			<0.0001
	Año 2019: Condición BQA	-0.84	0.12	-7.10			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	-1.24	0.14	-9.14			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-0.74	0.10	-7.79			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-1.54	0.11	-13.48			<0.0001

Tabla 8-32: Valores medios de contenido de humedad de las piezas por clase de tamaño

Medias ajustadas y errores estándares para la interacción Año*Condición del bosque. Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0. DGC (Alfa=0.05). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Clase de tamaño	Año	Tipo	PredLin	E.E.	Media (%)	E.E.	Significancia
Clase 1 hora ($\Theta < 0.6$ mm)	2022	BNQ	4.86	0.17	129.48	21.93	A
	2019	BNQ	4.13	0.17	62.03	10.58	B
	2022	BQM	3.73	0.17	41.77	7.21	B
	2022	BQA	3.59	0.17	36.15	6.28	B
	2017	BQM	3.12	0.17	22.69	3.90	C
	2019	BQA	2.94	0.18	18.96	3.39	C
	2019	BQM	2.90	0.18	18.17	3.26	C
	2017	BNQ	2.77	0.17	15.97	2.78	C
	2017	BQA	2.72	0.18	15.18	2.68	C
Clase 10 horas ($\Theta 0.6$ mm - 2.5 cm)	2022	BQA	4.89	0.14	133.58	18.64	A
	2022	BNQ	4.77	0.14	118.25	16.60	A
	2022	BQM	4.39	0.14	80.60	11.25	B
	2019	BNQ	3.31	0.14	27.27	3.82	C
	2019	BQM	3.04	0.14	20.96	2.94	D
	2017	BNQ	3.00	0.14	20.13	2.91	D
	2017	BQM	2.90	0.14	18.13	2.55	E
	2019	BQA	2.77	0.14	15.96	2.24	E
	2017	BQA	2.47	0.14	11.81	1.68	F
Clase 100 horas ($\Theta 2.5$ cm - 8 cm)	2019	BQM	5.21	0.22	183.72	40.78	A
	2022	BQM	5.15	0.22	172.25	38.30	A
	2022	BNQ	4.65	0.21	104.96	21.70	A
	2019	BQA	4.58	0.23	97.94	22.22	A
	2019	BNQ	4.53	0.21	93.04	19.49	A
	2022	BQA	4.16	0.23	63.78	14.35	B
	2017	BQA	3.30	0.23	27.07	6.20	C
	2017	BQM	3.26	0.23	26.05	5.91	C
	2017	BNQ	3.25	0.21	25.69	5.39	C

Clase de tamaño	Año	Tipo	PredLin	E.E.	Media (%)	E.E.	Significancia
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Sanos	2019	BQM	4.76	0.17	116.56	19.62	A
	2022	BQM	4.71	0.17	111.21	18.69	A
	2019	BNQ	4.52	0.17	91.86	15.96	A
	2019	BQA	4.18	0.17	65.51	11.29	B
	2022	BQA	4.13	0.17	62.07	10.55	B
	2022	BNQ	4.12	0.17	61.45	10.75	B
	2017	BQA	3.63	0.18	37.58	6.77	C
	2017	BQM	3.54	0.17	34.59	5.84	C
	2017	BNQ	3.24	0.17	25.65	4.44	C
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Podridos	2022	BQM	6.00	0.33	405.39	135.29	A
	2019	BQM	5.56	0.34	260.07	87.56	B
	2022	BNQ	5.23	0.27	187.11	49.83	B
	2022	BQA	4.42	0.33	83.02	27.08	C
	2019	BNQ	4.15	0.29	63.45	18.52	C
	2019	BQA	4.08	0.33	58.96	19.53	C
	2017	BNQ	3.11	0.27	22.38	5.99	D
	2017	BQA	2.92	0.35	18.60	6.48	D
	2017	BQM	2.66	0.41	14.26	5.89	D

Tabla 8-33: Resultados de los modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para el contenido de humedad de detritos leñosos.

Como efectos fijos se incluyeron la condición del bosque (BNQ, BQM y BQA) y el año posterior al incendio (2017, 2019 y 2022), así como la interacción entre estos factores. Las parcelas de 0.1 ha se incluyeron como factor aleatorio. Los valores de p que indican efectos significativos se resaltan en negrita.

Clase de tamaño	Termino	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
Clase 1 hora ($\Theta < 0.6$ mm)	(Intercept)	2.77	0.17	15.92	3097.05	3126.33	<0.0001
	Año 2019	1.36	0.06	23.02			<0.0001
	Año 2022	2.09	0.06	35.21			<0.0001
	Condición BQA	-0.05	0.25	-0.20			0.8384
	Condición BQM	0.35	0.24	1.44			0.1506
	Año 2019: Condición BQA	-1.13	0.11	-10.76			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-1.23	0.10	-12.63			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	-1.58	0.10	-16.05			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	-1.48	0.09	-17.34			<0.0001
Clase 10 horas ($\Theta 0.6$ mm - 2.5 cm)	(Intercept)	3.00	0.14	20.76	37957.14	38009.97	<0.0001
	Año 2019	0.30	0.04	7.34			<0.0001
	Año 2022	1.77	0.04	41.90			<0.0001
	Condición BQA	-0.53	0.20	-2.63			0.0085
	Condición BQM	-0.10	0.20	-0.52			0.6045
	Año 2019: Condición BQA	-2.6E-03	0.05	-0.05			0.9585
	Año 2022: Condición BQA	0.66	0.05	12.50			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	-0.16	0.05	-3.22			0.0013
	Año 2022: Condición BQM	-0.28	0.05	-5.88			<0.0001
Clase 100 horas ($\Theta 2.5$ cm - 8 cm)	(Intercept)	3.25	0.21	15.48	3428.60	3453.60	<0.0001
	Año 2019	1.29	0.09	14.70			<0.0001
	Año 2022	1.41	0.08	16.90			<0.0001
	Condición BQA	0.05	0.31	0.17			0.8668
	Condición BQM	0.01	0.31	0.04			0.9646
	Año 2019: Condición BQA	-7.9E-04	0.11	-0.01			0.9945
	Año 2022: Condición BQA	-0.55	0.12	-4.77			<0.0001

Clase de tamaño	Término	Estimate	Std. Error	z value	AIC	BIC	Pr(> z)
	Año 2019: Condición BQM	0.67	0.11	6.20			<0.0001
	Año 2022: Condición BQM	0.48	0.10	4.65			<0.0001
Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Sanos	(Intercept)	3.24	0.17	18.73	6367.85	6399.49	<0.0001
	Año 2019	1.28	0.04	29.55			<0.0001
	Año 2022	0.87	0.05	18.70			<0.0001
	Condición BQA	0.38	0.25	1.53			0.1264
	Condición BQM	0.30	0.24	1.24			0.2167
	Año 2019: Condición BQA	-0.72	0.09	-7.75			<0.0001
	Año 2022: Condición BQA	-0.37	0.09	-4.29			<0.0001
	Año 2019: Condición BQM	-0.06	0.05	-1.11			0.2672
	Año 2022: Condición BQM	0.29	0.06	5.20			<0.0001
	Clase 1000 horas ($\Theta > 8$ cm) Podridos	(Intercept)	3.11	0.27	11.62	1239.28	1257.79
Año 2019		1.04	0.14	7.56			<0.0001
Año 2022		2.12	0.07	29.49			<0.0001
Condición BQA		-0.18	0.44	-0.42			0.6740
Condición BQM		-0.45	0.49	-0.92			0.3591
Año 2019: Condición BQA		0.11	0.20	0.55			0.5835
Año 2022: Condición BQA		-0.63	0.17	-3.61			0.0003
Año 2019: Condición BQM		1.86	0.37	4.99			<0.0001
Año 2022: Condición BQM		1.22	0.35	3.48			0.0005

Bibliografía

- Ager, A. A., A. Day, M., Finney, M. A., Vance-Borland, K., & Vaillant, N. M. (2014). Analyzing the transmission of wildfire exposure on a fire-prone landscape in Oregon, USA. *Forest Ecology and Management*, 334, 377–390. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.017>
- Albert, C. H., Thuiller, W., Yoccoz, N. G., Douzet, R., Aubert, S., & Lavorel, S. (2010). A multi-trait approach reveals the structure and the relative importance of intra- vs. interspecific variability in plant traits. *Functional Ecology*, 24(6), 1192–1201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01727.x>
- Albert, C., Thuiller, W., Gilles, N., Soundant, A., Boucher, F., PATRICK, S., & Lavorel, S. (2010). Intraspecific functional variability : extent , structure and sources of variation. *Journal of Ecology*, 98, 604–613. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01651.x>
- Altomare M, Vasconcelos HL, Raymundo D, et al (2021) Assessing the fire resilience of the savanna tree component through a functional approach. *Acta Oecologica* 111:103728. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103728>
- Álvarez, F. S., Finegan, B., Delgado, D., Ramos, Z., Utrera, L. P., & Granda, V. (2021). Dispersal limitation, soil, and fire affect functional properties of tropical secondary forests on abandoned cattle ranching landscapes. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 52(July). <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2021.125632>
- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., Van Der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., DeFries, R. S., Collatz, G. J., Hantson, S., Kloster, S., Bachelet, D., Forrest, M., Lasslop, G., Li, F., Mangeon, S., Melton, J. R., Yue, C., & Randerson, J. T. (2017). A human-driven decline in global burned area. *Science*, 356(6345), 1356–1362. <https://doi.org/10.1126/science.aal4108>
- Araque, O., JAIMEZ, R., Azócar, C., Espinoza, W., & Tezara, W. (2009). RELACIONES

ENTRE ANATOMÍA FOLIAR, INTERCAMBIO DE GASES Y CRECIMIENTO EN JUVENILES DE CUATRO ESPECIES FORESTALES. *Interciencia*, 34(10), 725–729.

Araújo, I., Marimon, B. S., Scalon, M. C., Cruz, W. J. A., Fauset, S., Vieira, T. C. S., Galbraith, D. R., & Gloor, M. U. (2021). Intraspecific variation in leaf traits facilitates the occurrence of trees at the Amazonia–Cerrado transition. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 279(October 2020), 151829. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151829>

Armenteras-Pascual, D., Retana-Alumbreros, J., Molowny-Horas, R., Roman-Cuesta, R. M., Gonzalez-Alonso, F., & Morales-Rivas, M. (2011). Characterising fire spatial pattern interactions with climate and vegetation in Colombia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151(3), 279–289. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.11.002>

Armenteras D, Dávalos LM, Barreto JS, et al (2021a) Fire-induced loss of the world's most biodiverse forests in Latin America. *Sci Adv* 7:. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd3357>

Armenteras, D., González-Alonso, F., & Aguilera, C. F. (2009). Geographic and temporal distribution of fire in Colombia using thermal anomalies data. *Caldasia*, 31(February), 303–318. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0366-52322009000200007&lng=en&nrm=iso&tlng=en

Armenteras, D., Meza, M. C., González, T. M., Oliveras, I., Balch, J. K., & Retana, J. (2021). Fire threatens the diversity and structure of tropical gallery forests. *Ecosphere*, 12(1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3347>

Armenteras, D, Gónzález, T., Meza, M., Ramírez - Delgado, J. P., Cabrera, E., Galindo, G., & Yepes, A. (2017). *Causas de Degradación Forestal en Colombia: Una primera aproximación*. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia-IDEAM, Programa ONU-REDD.

Armenteras, Dolors, Meza, M. C., González, T. M., Oliveras, I., Balch, J. K., & Retana, J. (2021). Fire threatens the diversity and structure of tropical gallery forests. *Ecosphere*, 12(1). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3347>

Armenteras, Dolors, & Vargas, O. (2016). Landscape Patterns and Restoration Scenarios :

- Bridging Scales. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1), 229–240.
- Balch, J. R. K., Nepstad, D. C., Brando, P. M., Curran, L. M., Portela, O., de Carvalho, O., & Lefebvre, P. (2008). Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14(10), 2276–2287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01655.x>
- Balch, J. K., Brando, P. M., Nepstad, D. C., Coe, M. T., Silvério, D., Massad, T. J., Davidson, E. A., Lefebvre, P., Oliveira-santos, C., Rocha, W., Cury, R. T. S., Parsons, A., & Carvalho, K. S. (2015). *The Susceptibility of Southeastern Amazon Forests to Fire: Insights from a Large-Scale Burn Experiment*. 65(9), 893–905. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv106>
- Barker, J. W., Price, O. F., & Jenkins, M. E. (2022). High severity fire promotes a more flammable eucalypt forest structure. *Austral Ecology*, 47(3), 519–529. <https://doi.org/10.1111/aec.13134>
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(June 2008), 1787–1794. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0013>
- Barrere, J., Reineking, B., Cordonnier, T., Kulha, N., Honkaniemi, J., Peltoniemi, M., Korhonen, K. T., Ruiz-Benito, P., Zavala, M. A., & Kunstler, G. (2023). Functional traits and climate drive interspecific differences in disturbance-induced tree mortality. *Global Change Biology*, December 2022, 2836–2851. <https://doi.org/10.1111/gcb.16630>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Bell, D. T. (2001). Ecological response syndromes in the flora of Southwestern Western Australia: Fire Resprouters versus Reseeders. *The Botanical Review*, 67(DECEMBER 2001), 417–440.
- Bellingham, P. J. (2000). Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89(2), 409–416. <https://doi.org/10.1080/00131857.2017.1516140>

- Berenguer E, Gardner TA, Ferreira J, et al (2018) Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *J Ecol* 106:2190–2203. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12991>
- Bhaskar, R., Arreola, F., Mora, F., Martinez-yrizar, A., Martinez-ramos, M., & Balvanera, P. (2017). Forest Ecology and Management Response diversity and resilience to extreme events in tropical dry secondary forests ☆. *Forest Ecology and Management*, 426(September 2017), 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.028>
- Bernhardt-Römermann M, Baeten L, Craven D, et al (2015) Drivers of temporal changes in temperate forest plant diversity vary across spatial scales. *Glob Chang Biol* 21:3726–3737. <https://doi.org/10.1111/gcb.12993>
- Bhaskar R, Arreola F, Mora F, et al (2018) Forest Ecology and Management Response diversity and resilience to extreme events in tropical dry secondary forests ☆. *For Ecol Manage* 426:61–71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.028>
- Bhusal, N., Kim, H. S., Han, S., Yoon, T., S-gon, H., & T-myung, Y. (2020). *of*.
- Bivand, R. S., & Wong, D. W. S. (2018). Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *TEST*. doi:10.1007/s11749-018-0599-x
- Bond, W. J., Midgley, G. F., & Woodward, F. I. (2003). What controls South African vegetation - Climate or fire? *South African Journal of Botany*, 69(1), 79–91. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30362-8](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30362-8)
- Borchert R, Rivera G, Hagnauer W (2002) Modification of vegetative phenology in a tropical semi-deciduous forest by abnormal drought and rain. *Biotropica* 34:27–39. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00239.x>
- Bradstock, R. A. (2010). A biogeographic model of fire regimes in Australia: Current and future implications. *Global Ecology and Biogeography*, 19(2), 145–158. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00512.x>
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencar, A., & Soares-Filho, B. S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(17), 6347–6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>

- Brando, P. M., Oliveria-Santos, C., Rocha, W., Cury, R., & Coe, M. T. (2016). Effects of experimental fuel additions on fire intensity and severity: unexpected carbon resilience of a neotropical forest. *Global Change Biology*, 22(7), 2516–2525. <https://doi.org/10.1111/gcb.13172>
- Brooks, M. L., Antonio, C. M. D., Richardson, D. M., Grace, B., Keeley, J. O. N. E., Ditomaso, J. M., Hobbs, R. J., Pellant, M., Pyke, D., Brooks, M. L., Antonio, C. M. D., Richardson, D. M., Grace, J. B., & Keeley, J. O. N. E. (2004). *Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes*. 54(7), 677–688.
- Brown, J. (1974). *Handbook for inventorying downed woody material*.
- Brown, J. K., Oberheu, R. D., & Johnston, C. M. (1981). *Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the interior West*.
- Brown, James K., & Bevins, C. D. (1986). Surface Fuel Loadings and Predicted Fire Behavior for Vegetation Types in the Northern Rocky Mountains. In *United States Forest Service*.
- Cadotte. (2006). Dispersal and Species Diversity: A Meta-Analysis. *The American Naturalist*, 167(6), 913. <https://doi.org/10.2307/3844747>
- Cardoso, A. W., Oliveras, I., Abernethy, K. A., Jeffery, K. J., Lehmann, D., Ndong, J. E., Mcgregor, I., Belcher, C. M., Bond, W. J., & Malhi, Y. S. (2017). *Grass Species Flammability , Not Biomass , Drives Changes in Fire Behavior at Tropical Forest-Savanna Transitions*. 1(November), 1–14. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2017.00006>
- Cardoso, M., Nobre, C. A., Sampaio, G., & Valeriano, D. M. (2009). *Modelling of the decrease of tropical-forest resilience in Amazonia as affected by deforestation and fires*. April.
- Carrijo, J. N., Maracahipes, L., Scalon, M. C., Silvério, D. V., Abadia, A. C., Fagundes, M. V., Veríssimo, A. A., Gonçalves, L. A., Carrijo, D., Martins, J., & Lenza, E. (2021). Functional traits as indicators of ecological strategies of savanna woody species under contrasting substrate conditions. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 284(March). <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151925>

- Casanoves, F., Pla, L., & Di Rienzo, J. A. (2011). *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos* (Issue January).
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chase, J. M., Kraft, N. J. B., Smith, K. G., Vellend, M., & Inouye, B. D. (2011). Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. *Ecosphere*, *2*(2), art24. doi:10.1890/es10-00117.1
- Chapin, F. S. (1993). EVOLUTION OF SUITES OF TRAITS IN RESPONSE TO ENVIRONMENTAL STRESS of low-resource environments share a common suite Most plants characteristic and nutrient low rates of growth , of traits , absorption , including and high concentrations low rates of tissu. *The American Naturalist*, *142*(July), S78–S92.
- Chapin, F. S., Schulze, E. D., & Mooney, H. A. (1990). The ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *21*(1), 423–447. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.21.110190.002231>
- Chapin, S. (1991). Integrated Responses of Plants to Stress. *BioScience*, *41*(January 1991), 29–36. <https://doi.org/10.2307/1311538>
- Chapin, S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R., Vitousek, P. M., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., Hobbie, S. E., Mack, M., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, *405*(6), 234–242. <https://doi.org/10.1093/asj/sjx227>
- Chazdon, R. L., Finegan, B., Capers, R. S., Salgado-Negret, B., Casanoves, F., Boukili, V., & Norden, N. (2010). Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. *Biotropica*, *42*(1), 31–40. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00566.x>
- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Midgley, J. J., Lamont, B. B., Ojeda, F., Burrows, G. E., Enright, N. J., & Knox, K. J. E. (2012). Resprouting as a key functional trait: How buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytologist*, *197*(1), 19–35. <https://doi.org/10.1111/nph.12001>

- Cochrane, M. (2003). *Fire science for rainforests*. 421(February), 913–919.
- Cochrane, M. A. (2009). *Tropical Fire Ecology*. Springer Berlin Heidelberg.
<https://doi.org/10.1007/978-3-540-77381-8>
- Cochrane, M. A., Alencar, A., Schulze, M. D., Jr, C. M. S., Nepstad, C., Lefebvre, P., Davidson, E. A., Cochrane, M. A., Alencar, A., & Schulze, M. D. (1999). *Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests Published by: American Association for the Advancement of Science Stable URL: <https://www.jstor.org/stable/2898051> Linked references are available on JSTOR for this article: You m. 284(5421), 1832–1835.*
- Cochrane, M. A., & Schulze, M. D. (1999a). Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure , Biomass , and Species Composition '. *Biotropica*, 31(March 1999), 2–16.
- Cochrane, M. A., & Schulze, M. D. (1999b). Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31(1), 2–16. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00112.x>
- Cornelissen, J. H. C., Amsterdam, V. U., Lavorel, S., & Diaz, S. (2003). *Handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. January.* <https://doi.org/10.1071/BT02124>
- Correa-gómez, D. F., & Stevenson, P. R. (2010). *ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE BOSQUES DE LOS LLANOS ORIENTALES COLOMBIANOS (RESERVA TOMO GRANDE , VICHADA) Structure and diversity of riparian forests in a seasonal savanna of the Llanos Orientales. 1, 31–48.*
- Corrêa Scalon, M., Maia Chaves Bicalho Domingos, F., Jonatar Alves da Cruz, W., Marimon Júnior, B. H., Schwantes Marimon, B., & Oliveras, I. (2020). Diversity of functional trade-offs enhances survival after fire in Neotropical savanna species. *Journal of Vegetation Science*, 31(1), 139–150. <https://doi.org/10.1111/jvs.12823>
- Cousins, A. B., Mullendore, D. L., & Sonawane, B. V. (2020). *Recent developments in*

mesophyll conductance in C3, C4, and crassulacean acid metabolism plants. 816–830. <https://doi.org/10.1111/tpj.14664>

Da Silva, A. P. G., Mews, H. A., Marimon-Junior, B. H., De Oliveira, E. A., Morandi, P. S., Oliveras, I., & Marimon, B. S. (2017). Recurrent wildfires drive rapid taxonomic homogenization of seasonally flooded Neotropical forests. *Environmental Conservation*, 45(4), 378–386. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000127>

de Almeida Souza, A. H., Batalha, M. A., Casagrande, J. C., Rivaben, R., Assunção, V. A., Pott, A., & Alves Damasceno-Júnior, G. (2019). Fire can weaken or trigger functional responses of trees to flooding in wetland forest patches. *Journal of Vegetation Science*, 30(3), 521–532. <https://doi.org/10.1111/jvs.12719>

De Cáceres, M., Legendre, P., & Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10), 1674–1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>

De Pauw K, Meeussen C, Govaert S, et al (2021) Taxonomic, phylogenetic and functional diversity of understorey plants respond differently to environmental conditions in European forest edges. *J Ecol* 109:2629–2648. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13671>

Del Tredici, P. (2001). Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. *Botanical Review*, 67(2), 121–140. <https://doi.org/10.1007/BF02858075>

Díaz, S., Hodgson, J. G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J. H. C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J. P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S. R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M. C., Shirvany, F. A., ... Zak, M. R. (2004). The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, 15(3), 295–304. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02266.x>

Díaz, Sandra, Kattge, J., Cornelissen, J. H. C., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., Reu, B., Kleyer, M., Wirth, C., Colin Prentice, I., Garnier, E., Bönisch, G., Westoby, M., Poorter, H., Reich, P. B., Moles, A. T., Dickie, J., Gillison, A. N., Zanne, A. E., ... Gorné, L. D. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529(7585), 167–171. <https://doi.org/10.1038/nature16489>

- Díaz, Sandra, Lavorel, S., De Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *PNAS*, *104*(52), 20684–20689.
- Duane, A., Castellnou, M., & Brotons, L. (2021). Towards a comprehensive look at global drivers of novel extreme wildfire events. *Climatic Change*, *165*(3–4), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10584-021-03066-4>
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, *67*(3), 345–366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Ellis, T. M., Bowman, D. M. J. S., Jain, P., Flannigan, M. D., & Williamson, G. J. (2022). Global increase in wildfire risk due to climate-driven declines in fuel moisture. *Global Change Biology*, *28*(4), 1544–1559. <https://doi.org/10.1111/gcb.16006>
- Espelta JM, Cruz-Alonso V, Alfaro-Sánchez R, et al (2020) Functional diversity enhances tree growth and reduces herbivory damage in secondary broadleaf forests, but does not influence resilience to drought. *J Appl Ecol* 57:2362–2372. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13728>
- FAO. (2005). *Actualización de la evaluación de los recursos forestales mundiales a 2005. Términos y definiciones.*
- Fernández-garcía, V., Marcos, E., Fulé, P. Z., Santana, V. M., & Calvo, L. (2020). Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Science of the Total Environment*, 137137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137137>
- Finegan, B., Peña-CLaros, M., de Oliveira, A., Ascarrunz, N., Bret-Harte, M. S., Carreño-Rocabado, G., Casanoves, F., Díaz, S., Velepucha, P., Fernandez, F., Licona, J.-C., Lorenzo, L., Salgado-Negret, B., Vaz, M., & Poorter, L. (2015). Does functional trait diversity predict above-ground biomass and productivity of tropical forests? Testing three alternative hypotheses. *Journal of Eco*, *103*, 191–201. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12346>

- Fichtler E, Licona J, Poorter L, et al (2010) The importance of wood traits and hydraulic conductance for the performance and life history strategies of 42 rainforest tree species. *New Phytol* 481–492. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.03092.x>
- Flexas, J., Carriquí, M., Coopman, R. E., Gago, J., Galmés, J., Martorell, S., Morales, F., & Diaz-Espejo, A. (2014). Stomatal and mesophyll conductances to CO₂ in different plant groups: Underrated factors for predicting leaf photosynthesis responses to climate change? *Plant Science*, 226, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2014.06.011>
- Flores BM, Fagoaga R, Nelson BW, Holmgren M (2016) Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. *J Appl Ecol* 53:1597–1603. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12687>
- Flores BM, Holmgren M, Xu C, et al (2017) Floodplains as an Achilles' heel of Amazonian forest resilience. *Proc Natl Acad Sci U S A* 114:4442–4446. <https://doi.org/10.1073/pnas.1617988114>
- Flores BM, Piedade MTF, Nelson BW (2014) Fire disturbance in Amazonian blackwater floodplain forests. *Plant Ecol Divers* 7:319–327. <https://doi.org/10.1080/17550874.2012.716086>
- Flory, S. L., Bauer, J., Phillips, R. P., & Clay, K. (2017). Effects of a non-native grass invasion decline over time. *Journal of Ecology*, 105(6), 1475–1484. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12850>
- Flory, S. L., Clay, K., Emery, S. M., Robb, J. R., & Winters, B. (2015). Fire and non-native grass invasion interact to suppress tree regeneration in temperate deciduous forests. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 992–1000. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12437>
- François-Nicolas Robinne, Janice Burns, Promode Kant, Mike D. Flannigan, Michael Kleine, Bill de Groot, D. M. W. (2017). *Global Fire Challenges in a Warming World* (Issue 32).
- Freeman JE, Kobziar LN (2011) Tracking postfire successional trajectories in a plant community adapted to high-severity fire. *Ecol Appl* 21:61–74. <https://doi.org/10.1890/09-0948.1>
- Freeman JE, Kobziar LN, Leone EH, Williges K (2019) Drivers of plant functional group richness and beta diversity in fire-dependent pine savannas. *Divers Distrib* 25:1024–

1044. <https://doi.org/10.1111/ddi.12926>
- Fréjaville, T., Vilà-Cabrera, A., Curt, T., & Carcaillet, C. (2017). Aridity and competition drive fire resistance trait covariation in mountain trees. *Ecosphere*, 9(12). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2493>
- Gassón, R. A. (2002). Orinoquia: The archaeology of the Orinoco River basin. *Journal of World Prehistory*, 16(3), 237–311. <https://doi.org/10.1023/A:1020978518142>
- Gill, A. M., & Zylstra, P. (2005). Flammability of Australian forests. *Australian Forestry*, 68(2), 87–93. <https://doi.org/10.1080/00049158.2005.10674951>
- González, T. M., González-Trujillo, J. D., Muñoz, A., & Armenteras, D. (2021). Differential effects of fire on the occupancy of small mammals in neotropical savanna-gallery forests. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2), 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.03.005>
- Grime, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86, 891–899.
- Hacke UG, Sperry JS, Pockman WT, et al (2001) Trends in wood density and structure are linked to prevention of xylem implosion by negative pressure. *Oecologia* 126:457–461. <https://doi.org/10.1007/s004420100628>
- Hammond DH, Varner JM, Kush JS, Fan Z (2015) Contrasting sapling bark allocation of five southeastern USA hardwood tree species in a fire prone ecosystem. *Ecosphere* 6:. <https://doi.org/10.1890/ES15-00065.1>
- Haltenhoff, H. (2005). *Manual de Efectos del Fuego y Evaluación de Daños* (Vol. 2903).
- Harmon, M. E., & Hua, C. (1991). Coarse Woody Debris Dynamics in Two Old-Growth Ecosystems Comparing a deciduous forest in China and a conifer forest in Oregon. *BioScience*, 41, 604–610.
- Henn, J. J., Buzzard, V., Enquist, B. J., Halbritter, A. H., Klanderud, K., Maitner, B. S.,

- Michaletz, S. T., Pötsch, C., Seltzer, L., Telford, R. J., Yang, Y., Zhang, L., & Vandvik, V. (2017). Intraspecific trait variation and phenotypic plasticity mediate alpine plant species response to climate change. *Frontiers in Plant Science*, 871(November), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01548>
- Hicke, J. A., Johnson, M. C., Hayes, J. L., & Preisler, H. K. (2012). Effects of bark beetle-caused tree mortality on wildfire. In *Forest Ecology and Management* (Vol. 271, pp. 81–90). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.005>
- Hoffmann, W. A., Orthen, B., Kielse, P., & Vargas Do Nascimento, P. K. (2003). Comparative Fire Ecology of Tropical Savanna and Forest Trees Author. *Functional Ecology*, 17(6), 720–726.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4(1973), 1–23.
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*.
- Holling, C. S. (1986). The Resilience of Terrestrial Ecosystems. *Sustainable Development of the Biosphere*, 292–320.
- Holling, C. S. (2001). Understanding the Complexity of Economic , Ecological , and Social Systems. *Ecosystems*, 4, 390–405. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0101-5>
- Hsieh, T.C., Ma, K. and Chao, A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* , 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- IDEAM. (2019). *Boletín de predicción climática y recomendación sectorial para planear y decidir*.
- Iwasa, Y., & Kubo, T. (1997). Optimal size of storage for recovery after unpredictable disturbances. *Evolutionary Ecology*, 11, 41–65.
- Janssen TAJ, Hölttä T, Fleischer K, et al (2020) Wood allocation trade-offs between fiber wall, fiber lumen, and axial parenchyma drive drought resistance in neotropical trees. *Plant Cell Environ* 43:965–980. <https://doi.org/10.1111/pce.13687>
- Johnstone, J. F., Allen, C. D., Franklin, J. F., Frelich, L. E., Harvey, B. J., Higuera, P. E., Mack, M. C., Meentemeyer, R. K., Metz, M. R., Perry, G. L. W., Schoennagel, T., &

- Turner, M. G. (2015). *Changing disturbance regimes , ecological memory , and forest resilience*. <https://doi.org/10.1002/fee.1311>
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116–126. <https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., & Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16(8), 406–411. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>
- Kembel, S. W., & Cahill, J. J. (2011). Independent Evolution of Leaf and Root Traits within and among Temperate Grassland Plant Communities. *PLoS ONE*, 6(6), 12–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019992>
- Kerns, B. K., Tortorelli, C., Day, M. A., Nietupski, T., Barros, A. M. G., Kim, J. B., & Krawchuk, M. A. (2020). Invasive grasses: A new perfect storm for forested ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 463(November 2019), 117985. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117985>
- Krix, D., & Murray, B. (2017). Landscape variation in plant leaf flammability is driven by leaf traits responding to environmental gradients. *Ecosphere*, 9(February), 1–13. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2093>
- Kuusik V, Niinemets Ü, Valladares F (2018) Structural controls on photosynthetic capacity through juvenile-to-adult transition and needle ageing in Mediterranean pines. *Funct Ecol* 32:1479–1491. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13087>
- Laliberté, A. E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2022). *Package ‘FD.’*
- Laliberte, E., Declerck, F., Metcalfe, J., Catterall, C. P., & Sa, D. (2010). *Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities*. 76–86. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x>
- Laliberte, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

- Lasso, C. A., S, U. J., F, T., & A, R. (2010). Biodiversidad de la cuenca del Orinoco. In *Biodiversidad en la cuenca del Orinoco: bases científicas para la identificación de áreas prioritarias para la conservación y uso sostenible de la biodiversidad*.
- Lasso, C., Trujillo, F., & Morales - Betancourt, M. A. (2020). *Biodiversidad de la Reserva Natural Bojonawi, Vichada, Colombia: río Orinoco y planicie de inundación* (Serie Edit, Issue June).
- Lavorel, S, & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : *Functional Ecology*, 16, 545–556.
- Lavorel, Sandra, McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T. D. A. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *TREE*, 12(11), 474–478.
- Lavorel S, Grigulis K, McIntyre S, et al (2008) Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! *Funct Ecol* 22:134–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Lawes MJ, Midgley J, Lamont BB, Clarke PJ (2012) Tansley review Resprouting as a key functional trait : how buds , protection and resources drive persistence after fire Author for correspondence : <https://doi.org/10.1111/nph.12001>
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. A., Meave, J. A., Bongers, F., & Poorter, L. (2010). Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology*, 91(2), 386–398. <https://doi.org/10.1890/08-1449.1>
- Levin, S. A., & Paine, R. T. (1974). Disturbance , Patch Formation , and Community Structure A =. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 71(7), 2744–2747.
- Liu Z, Jiang F, Li F, Jin G (2019) Coordination of intra and inter-species leaf traits according to leaf phenology and plant age for three temperate broadleaf species with different shade tolerances. *For Ecol Manage* 434:63–75
- Lourenço-de-Moraes, R., Campos, F. S., Ferreira, R. B., Beard, K. H., Solé, M., Llorente, G. A., & Bastos, R. P. (2019). Functional traits explain amphibian distribution in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*. doi:10.1111/jbi.13727
- Lohbeck, M., Poorter, L., Lebrija-Trejos, E., Nez-Ramos, M. M., Meave, J. A., Paz, H., Perez-Garcia, E. A., Romero-Perez, I. E., Tauro, A., & Bongers, F. (2013).

- Successional changes in functional composition contrast for dry and wet tropical forest. *Ecology*, 94(6), 1211–1216. <https://doi.org/10.1890/12-1850.1>
- Lutes, D. C., & Keane, R. E. (2006). Fuel Load (FL) sampling method. In *USDA Forest Service - General Technical Report RMRS-GTR* (Issues 164 RMRS-GTR).
- Lydersen, J. M., Collins, B. M., Knapp, E. E., Roller, G. B., & Stephens, S. (2015). Relating fuel loads to overstorey structure and composition in a fire-excluded Sierra Nevada mixed conifer forest. *International Journal of Wildland Fire*, 24(4), 484–494. <https://doi.org/10.1071/WF13066>
- Maracahipes, L., Marimon, B. S., Lenza, E., Marimon-Junior, B. H., De Oliveira, E. A., Mews, H. A., Gomes, L., & Feldpausch, T. R. (2014). Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209(5–6), 260–270. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.02.008>
- Martins, F. Q., & Batalha, M. A. (2006). Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the upper taquari region (central Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 66(2 A), 543–552. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000300021>
- Mason, N. W. H., & De Bello, F. (2013). Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 777–780. <https://doi.org/10.1111/jvs.12097>
- Meza-Elizalde MC, Armenteras-Pascual D (2021) Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest. *For Ecol Manage* 498:119546. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119546>
- McColl-Gausden, S. C., Bennett, L. T., Clarke, H. G., Ababei, D. A., & Penman, T. D. (2022). The fuel–climate–fire conundrum: How will fire regimes change in temperate eucalypt forests under climate change? *Global Change Biology*, 28(17), 5211–5226. <https://doi.org/10.1111/gcb.16283>
- McLauchlan, K. K., Higuera, P. E., Miesel, J., Rogers, B. M., Schweitzer, J., Shuman, J. K., Tepley, A. J., Varner, J. M., Veblen, T. T., Adalsteinsson, S. A., Balch, J. K., Baker,

- P., Batllori, E., Bigio, E., Brando, P., Cattau, M., Chipman, M. L., Coen, J., Crandall, R., ... Watts, A. C. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, *108*(5), 2047–2069. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403>
- Meza-Elizalde, M. C., & Armenteras-Pascual, D. (2021). Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*, *498*(June), 119546. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119546>
- Meza, M. C., Espelta, J. M., González, T. M., & Armenteras, D. (2023). Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *21*, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.04.003>
- Meza, M. C., Espelta, J. M., González, T. M., & Armenteras, D. (2023). Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *21*, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.04.003>
- Michelaki, C., Fyllas, N. M., Galanidis, A., Aloupi, M., Evangelou, E., Arianoutsou, M., & Dimitrakopoulos, P. G. (2020). Adaptive flammability syndromes in thermo-Mediterranean vegetation, captured by alternative resource-use strategies. *Science of the Total Environment*, *718*, 137437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137437>
- Miller, C., & Urban, D. L. (2000). Connectivity of forest fuels and surface fire regimes. *Landscape Ecology*, *15*(2), 145–154. <https://doi.org/10.1023/A:1008181313360>
- Molina, E., Espelta, J. M., Pino, J., Bagaria, G., & Armenteras, D. (2017). Influence of clay licks on the diversity and structure of an Amazonian forest. *Biotropica*, *50*(5), 740–749. <https://doi.org/10.1111/btp.12568>
- Montenegro, A. L., & Vargas, O. (2008). Atributos vitales de especies de borde en fragmentos de bosque altoandino (Reserva forestal municipal de Cogua, Colombia). *Revista Biología Tropical*, *56*(June), 705–720. http://www.infoandina.org/sites/default/files/recursos/la_restauracion_ecologica_en_practica.pdf

- Mori, A. S., Lertzman, K. P., & Gustafsson, L. (2017). Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, *54*(1), 12–27. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12669>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, *28*(3), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Mouillot, D., Mason, N. W. H., Dumay, O., & Wilson, J. (2004). Functional regularity : A neglected aspect of functional diversity Functional regularity : a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia*, *142*(February), 353–359. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1744-7>
- Myers, R. L. (2006). *Convivir con el fuego: Manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el Manejo Integral del Fuego*.
- Nadal, M., Flexas, J., & Gulías, J. (2017). Possible link between photosynthesis and leaf modulus of elasticity among vascular plants: a new player in leaf traits relationships? *Ecology Letters*, *21*(9), 1372–1379. <https://doi.org/10.1111/ele.13103>
- Nelson, K. N., Turner, M. G., Romme, W. H., & Tinker, D. B. (2016). Landscape variation in tree regeneration and snag fall drive fuel loads in 24-year old post-fire lodgepole pine forests. *Ecological Applications*, *26*(8), 2422–2436. <https://doi.org/10.1002/eap.1412>
- Nepstad, D., Carvalho, G., Cristina, A., Alencar, A., Paulo, Ä., Bishop, J., Moutinho, P., Lefebvre, P., Lopes, U., Jr, S., & Prins, E. (2001). *Road paving , ® re regime feedbacks , and the future of Amazon forests*. 154.
- Nepstad, D. C., Tohver, I. M., Ray, D., Moutinho, P., & Cardinot, G. (2007). MORTALITY OF LARGE TREES AND LIANAS FOLLOWING EXPERIMENTAL DROUGHT IN AN AMAZON FOREST. In *Ecology* (Vol. 88, Issue 9).
- NeSmith, J. E., Twine, W., & Holdo, R. M. (2021). Interspecific variation in post-disturbance growth responses of a savanna tree community and its implications for escaping the fire trap. *Biotropica*, *53*(3), 896–905. <https://doi.org/10.1111/btp.12936>

- Nóbrega, C. C., Brando, P. M., Silvério, D. V., Maracahipes, L., & de Marco, P. (2019). Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, 450(January). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117497>
- Ojeda, F., Brun, F. G., Vergara, J. J., & Ojeda, F. (2005). Fire , rain and the selection of seeder and resprouter life-histories in fire-recruiting , woody plants. *New Phytologist*, 168, 155–165.
- Oksanen, J; FG Blanchet; R Kindt; P Legendre; PR Minchin; RB O'Hara; GL Simpson; P Solymos; MH; Stevens & HH Wagner. 2013. Vegan: Community Ecology Package. R PackageVersion. 2.0-10. <https://github.com/vegandevs/vegan>. 10/05/19.
- Pachepsky, L. B., & Acock, B. (1998). EFFECT OF LEAF ANATOMY ON HYPOSTOMATOUS LEAF GAS EXCHANGE : A THEORETICAL STUDY WITH THE 2DLEAF MODEL EFFECT OF LEAF ANATOMY ON HYPOSTOMATOUS LEAF GAS EXCHANGE : A THEORETICAL STUDY. *Biotronics*, 27, 1–14.
- Parks, S. A., Miller, C., Holsinger, L. M., Baggett, L. S., & Bird, B. J. (2016). Wildland fire limits subsequent fire occurrence. *International Journal of Wildland Fire*, 25(2), 182–190. <https://doi.org/10.1071/WF15107>
- Pausas, J. G. (2015). Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, 29(3), 315–327. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>
- Pausas, J. G. (2017). Bark thickness and fire regime: another twist. *New Phytologist*, 213(1), 13–15. <https://doi.org/10.1111/nph.14277>
- Pausas, J. G. (2019). Generalized fire response strategies in plants and animals. *Oikos*, 128(2), 147–153. <https://doi.org/10.1111/oik.05907>
- Pausas, J. G., & Bradstock, R. A. (2007). Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 330–340. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00283.x>
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., Keeley, J. E., Hoffman, W., Kenny, B., Lloret, F., & Trabaud, L. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire

- ecosystems. *Ecology*, 85(4), 1085–1100. <https://doi.org/10.1890/02-4094>
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2017). Epicormic Resprouting in Fire-Prone Ecosystems. *Trends in Plant Science*, 22(12), 1008–1015. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.08.010>
- Peeler, J. L., & Smithwick, E. A. H. (2018). Exploring invasibility with species distribution modeling: How does fire promote cheatgrass (*Bromus tectorum*) invasion within lower montane forests? *Diversity and Distributions*, 24(9), 1308–1320. <https://doi.org/10.1111/ddi.12765>
- Peláez, B. C., López, B. L., González, J. M., Camey, J. M. R., & Merino, E. G. (2020). Sample size for estimating fuel loads in oak forest in the Mountain Region of Guerrero State. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(57). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i57.617>
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., De Vos, A. C., ... Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167–234. <https://doi.org/10.1071/BT12225>
- Pickett, S. T. ., Kolasa, J., Armesto, J., & Collins, S. L. (1989). The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, 54, 129–136.
- Pickett, S. T. ., & White, P. S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-554520-4.50002-2>
- Pinard, M. A., Putz, F. E., & Licona, J. C. (2016). Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. *Forest Ecology and Management*, 116, 247–252.
- Pinzón, J., & Spence, J. R. (2010). Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: Dominance, diversity, composition and life-histories. *Journal of Insect Conservation*, 14(5), 439–458. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9273-7>

- Poorter, L., Mcneil, A., Hurtado, V. H., Prins, H. H. T., & Putz, F. E. (2014). Bark traits and life-history strategies of tropical dry- and moist forest trees. *Functional Ecology*, 28(1), 232–242. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12158>
- Prieto, I., Querejeta, J. I., Segrestin, J., Volaire, F., & Roumet, C. (2017). Leaf carbon and oxygen isotopes are coordinated with the leaf economics spectrum in Mediterranean rangeland species. *Functional Ecology*, 32(3), 612–625. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13025>
- Quintero-Gradilla, S. D., Jardel-Peláez, E. J., Cuevas-Guzmán, R., García-Oliva, F., & Martínez-Yrizar, A. (2019). Cambio postincendio en la estructura y composición del estrato arbóreo y carga de combustibles en un bosque de *Pinus douglasiana* de México. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Rangel-Ch., J. O. y A. Garzón. 1994. Aspectos de la estructura, de la diversidad y de la dinámica de la vegetación del parque regional Ucumari. Pp. 59-84. En: Rangel-Ch. (Ed.), Ucumari: un caso típico de la diversidad biótica andina. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Corporación Autónoma Regional de Risaralda. Pereira, Colombia.
- Rangel-Ch., J. O y A. Velázquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. Pp. 59-87. En: Rangel- Ch. J.O (Ed.), Colombia Diversidad Biótica II. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia, Ideam. Bogotá, D. C., Colombia
- Reed, C. C., Hood, S. M., Cluck, D. R., & Smith, S. L. (2023). Fuels change quickly after California drought and bark beetle outbreaks with implications for potential fire behavior and emissions. *Fire Ecology*, 19(1). <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00175-6>
- Resco de Dios, V., Fellows, A. W., Nolan, R. H., Boer, M. M., Bradstock, R. A., Domingo, F., & Goulden, M. L. (2015). A semi-mechanistic model for predicting the moisture content of fine litter. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.01.002>
- Riaño, D., Chuvieco, E., Salas, J., Palacios-Orueta, A., & Bastarrika, A. (2002). Generation of fuel type maps from Landsat TM images and ancillary data in Mediterranean ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(8), 1301–1315. <https://doi.org/10.1139/x02-052>

- Ricotta, C. (2005). A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology*, 6, 479–486. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.02.008>
- Ristok, C., Weinhold, A., Ciobanu, M., Poeschl, Y., Roscher, C., Vergara, F., & Eisenhauer, N. (2020). *Plant diversity effects on herbivory are mediated by soil biodiversity and plant chemistry*. *iDiv*, 1–18.
- Riutta, T., Slade, E. M., Morecroft, M. D., Bebbler, D. P., & Malhi, Y. (2014). Living on the edge: Quantifying the structure of a fragmented forest landscape in England. *Landscape Ecology*, 29(6), 949–961. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0025-z>
- Robinne, F. N., Bladon, K. D., Miller, C., Parisien, M. A., Mathieu, J., & Flannigan, M. D. (2017). A spatial evaluation of global wildfire-water risks to human and natural systems. *Science of the Total Environment*, 610–611, 1193–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.112>
- Romero-Ruiz, M., Etter, A., Sarmiento, A., & Tansey, K. (2010). Spatial and temporal variability of fires in relation to ecosystems, land tenure and rainfall in savannas of northern South America. *Global Change Biology*, 16(7), 2013–2023. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02081.x>
- Romero-ruiz, M. H., Flantua, S. G. A., Tansey, K., & Berrio, J. C. (2011). Landscape transformations in savannas of northern South America: Land use / cover changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia. *Applied Geography*, 32(2), 766–776. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.010>
- Romero, C. (2014). Bark structure and functional ecology. *Bark: Use, Management, and Commerce in Africa*, 17(1967), 5–25.
- Rykiel, E. (1985). Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology*, 10, 361–365.
- Salazar, N., Meza, M. C., Espelta, J. M., & Armenteras, D. (2020). Post-fire responses of *Quercus humboldtii* mediated by some functional traits in the forests of the tropical Andes. *Global Ecology and Conservation*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01021>

- Salazar, Natalia, Meza, M. C., Espelta, J. M., & Armenteras, D. (2020). Post-fire responses of *Quercus humboldtii* mediated by some functional traits in the forests of the tropical Andes. *Global Ecology and Conservation*, 22, e01021. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01021>
- Salgado-Negret, B. (2007). *Definición de tipos funcionales de especies arbóreas y caracterización de su respuesta a diferentes intensidades de perturbación en un bosque muy húmedo tropical Mesoamericano*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza - CATIE.
- Salgado, B. (2015). *La Ecología Funcional de la biodiversidad: estudio, manejo y conservación como aproximación al protocolos y aplicaciones* (B. S. Negret (ed.); Editorial).
- Silva CVJ, Aragão LEOC, Barlow J, et al (2018) Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 373:20180043. <https://doi.org/10.1098/rstb.2018.0043>
- Scott, J. H., & Reinhardt, E. D. (2001). Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. In *USDA Forest Service - Research Paper RMRS-RP* (Issues 29 RMRS-RP). <https://doi.org/10.2737/RMRS-RP-29>
- Scott, J. H., & Burgan, R. E. (2005). Standard fire behavior fuel models: A comprehensive set for use with Rothermel's surface fire spread model. *USDA Forest Service - General Technical Report RMRS-GTR, 153 RMRS-GTR*, 1–76. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-153>
- Shlisky, A., Waugh, J., Gonzalez, P., Gonzalez, M., Manta, M., Santoso, H., Alvarado, E., Ainuddin, A., Rodríguez-trejo, D. A., & Swaty, R. (2005). Fire , ecosystems and people : Threats and strategies for global biodiversity Introduction : Fire is a Global Conservation Issue. *The George Wright Forum*, 22 (4), 78–87.
- Silva, C. V. J., Aragão, L. E. O. C., Barlow, J., Espirito-Santo, F., Young, P. J., Anderson, L. O., Berenguer, E., Brasil, I., Brown, I. F., Castro, B., Farias, R., Ferreira, J., França, F., Graça, P. M. L. A., Kirsten, L., Lopes, A. P., Salimon, C., Scaranello, M. A., Seixas, M., ... Xaud, H. A. M. (2017). Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. *Philosophical Transactions of the*

- Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1760).
<https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0043>
- Sikkink, P. G., & Keane, R. E. (2012). *Predicting Fire Severity Using Surface Fuels and Moisture*. <http://www.fs.fed.us/rm/publications>
- Silvério, D. V., Brando, P. M., Balch, J. K., Putz, F. E., Nepstad, D. C., Oliveira-Santos, C., & Bustamante, M. M. C. (2013). Testing the Amazon savannization hypothesis: Fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619).
<https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0427>
- Slijepcevic, A., Anderson, W. R., Matthews, S., & Anderson, D. H. (2015). Evaluating models to predict daily fine fuel moisture content in eucalypt forest. *Forest Ecology and Management*, 335, 261–269. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.040>
- Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends Ecol Evol* 31:67–80.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Stevens-Rumann, C. S., Kemp, K. B., Higuera, P. E., Harvey, B. J., Rother, M. T., Donato, D. C., Morgan, P., & Veblen, T. T. (2017). Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecology Letters*, 21(2), 243–252.
<https://doi.org/10.1111/ele.12889>
- Streit, H., Menezes, L. S., Pillar, V. D., & Overbeck, G. E. (2022). Intraspecific trait variation of grassland species in response to grazing depends on resource acquisition strategy. *Journal of Vegetation Science*, 33(3), 1–12. <https://doi.org/10.1111/jvs.13129>
- Suding, K., Lavorel, S., Chapin, F. S., Cornelissen, J. H. C., Díaz, S., Garnier, E., Goldberg, D. E., Hooper, D., Jackson, S., & Navas, M. (2008). Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology*, 14(May), 1125–1140. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01557.x>
- Sullivan, A. L., Surawski, N. C., Crawford, D., Hurley, R. J., Volkova, L., Weston, C. J., &

- Meyer, C. P. (2017). Effect of woody debris on the rate of spread of surface fires in forest fuels in a combustion wind tunnel. *Forest Ecology and Management*, 424(February), 236–245. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.039>
- Sullivan, A. L., Surawski, N. C., Crawford, D., Hurley, R. J., Volkova, L., Weston, C. J., & Meyer, C. P. (2018). Effect of woody debris on the rate of spread of surface fires in forest fuels in a combustion wind tunnel. *Forest Ecology and Management*, 424, 236–245. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.039>
- Tortorelli, C. M., Krawchuk, M. A., & Kerns, B. K. (2020). Expanding the invasion footprint: *Venttenata dubia* and relationships to wildfire, environment, and plant communities in the Blue Mountains of the Inland Northwest, USA. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 562–574. <https://doi.org/10.1111/avsc.12511>
- Tortorelli, C. M., Kim, J. B., Vaillant, N. M., Riley, K., Dye, A., Nietupski, T. C., Vogler, K. C., Lemons, R., Day, M., Krawchuk, M. A., & Kerns, B. K. (2023). Feeding the fire: Annual grass invasion facilitates modeled fire spread across Inland Northwest forest-mosaic landscapes. *Ecosphere*, 14(2), 1–19. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4413>
- Tuo, B., Yan, E. R., Guo, C., Ci, H., Berg, M. P., & Cornelissen, J. H. C. (2021). Influences of the bark economics spectrum and positive termite feedback on bark and xylem decomposition. *Ecology*, 102(10), 1–11. <https://doi.org/10.1002/ecy.3480>
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91 (10), 2833–2849. <https://doi.org/10.1358/dot.2011.47.2.1576694>
- Van Leeuwen, T. T., Van Der Werf, G. R., Hoffmann, A. A., Detmers, R. G., Rücker, G., French, N. H. F., Archibald, S., Carvalho, J. A., Cook, G. D., De Groot, W. J., Hély, C., Kasischke, E. S., Kloster, S., McCarty, J. L., Pettinari, M. L., Savadogo, P., Alvarado, E. C., Boschetti, L., Manuri, S., ... Trollope, W. S. W. (2014). Biomass burning fuel consumption rates: A field measurement database. *Biogeosciences*, 11(24), 7305–7329. <https://doi.org/10.5194/bg-11-7305-2014>
- Van Der Werf G (2018) Fire greenhouse gas emissions (in CO2 equivalents) for various fire categories based on the Global Fire Emissions Database (GFED4s). In: Glob. Fire Data. <https://www.globalfiredata.org/>
- Van Gelder HA, Poorter L, Sterck FJ (2006) Wood mechanics, allometry, and life-history

- variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytol* 171:367–378. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01757.x>
- Veldman, J. W., & Putz, F. E. (2011). Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biological Conservation*, 144(5), 1419–1429. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.011>
- Vetaas OR, Shrestha KB, Sharma LN (2021) Changes in plant species richness after cessation of forest disturbance. *Appl Veg Sci* 24:1–11. <https://doi.org/10.1111/avsc.12545>
- Verdú, M., & Pausas, J. G. (2007). Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. *Journal of Ecology*, 95(6), 1316–1323. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01300.x>
- Villar, R., Ruiz-Robledo, J., Quero, J. L., Poorter, H., Valladares, F., & Marañón, T. (2004). Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. In *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* .
- Violle, C., Navas, M., Vile, D., Kazakou, E., & Fortunel, C. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(January), 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x>
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience , Adaptability and Transformability in Social – ecological Systems. *Ecology and Society*, 9(2), 5.
- Welles, S. R., & Funk, J. L. (2021). Patterns of intraspecific trait variation along an aridity gradient suggest both drought escape and drought tolerance strategies in an invasive herb. *Annals of Botany*, 127(4), 461–471. <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa173>
- White, P. S., & Jentsch, A. (2001). The Search for Generality in Studies of Disturbance and
- Woodward, F., & Cramer, W. (1996). Plant functional types and climatic changes : Introduction. *Journal of V*, 7, 306–308.

- Wotton, B. M. (2009). Interpreting and using outputs from the Canadian Forest Fire Danger Rating System in research applications. *Environmental and Ecological Statistics*, 16(2), 107–131. <https://doi.org/10.1007/s10651-007-0084-2>
- Wright, I. J., Reich, P. B., Cornelissen, J. H. C., Falster, D. S., Garnier, E., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, W., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Villar, R., Warton, D. I., & Westoby, M. (2005). Assessing the generality of global leaf trait relationships. *New Phytologist*, 166(2), 485–496. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01349.x>
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., & Gulias, J. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428, 821–827.
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., Miller, R. B., Swenson, N. G., Wiemann, M. C., & Chave, J. (2009). *Global wood density database*. <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.
- Zavala, F. (2000). El fuego y la presencia de encinos. *CIENCIA Ergo Sum*, 7, 269–276.
- Zhang S, Zang R (2021) Tropical forests are vulnerable in terms of functional redundancy. *Biol Conserv* 262:109326. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109326>