



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**Influencia de los incendios forestales en la
composición y estructura de combustibles vegetales
en zonas quemadas del Santuario de Fauna y Flora de
Iguaque**

Alejandra Cecilia Reyes Palacios

Maestría en Ciencias- Biología

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias, Departamento de Biología

Bogotá, Colombia

2023

Influencia de los incendios forestales en la composición y estructura de combustibles vegetales en zonas quemadas del Santuario de Fauna y Flora de Iguaque

Alejandra Cecilia Reyes Palacios

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

Magister en Ciencias – Biología

Director (a):

Ph.D., Geografía. Dolors Armenteras Pascual

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

2023

Este logro está dedicado a las mujeres más importantes de mi vida: mi hermana y mi madre. Aunque mi madre ya no está físicamente entre nosotros, su presencia se siente más allá de las constelaciones, llenándonos de fuerza para perseverar y alcanzar nuestros sueños, más unidas que nunca. Soy todo lo que ustedes dos han hecho de mí, las amo profundamente.

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.

Alejandra Cecilia Reyes Palacios

Fecha 14/07/2023

Agradecimientos

En primera instancia agradezco a mi directora de tesis la profesora Dolors Armenteras, quien me oriento en el desarrollo de la presente investigación y quien me apoyo en cada momento y dificultad que se presentó en el camino, demostrándome no solo su rigurosidad como maestra y científica, si no su calidad como mujer y ser humano, aportando de esta manera no solo a mi crecimiento académico y profesional, sino también a mi desarrollo personal.

De manera muy especial agradezco a mi compañera y amiga la Ingeniera María Meza, a quien le tengo gran admiración como profesional y como ser humano, quien siempre me incentiva a ser mejor y quien cree profundamente en mis capacidades, acompañándome en el proceso de construcción del presente trabajo para despejar mis dudas y fortalecer mis conocimientos.

Finalmente agradezco a Walter García por brindarme su tiempo para despejar dudas aportándome conocimiento muy valioso para el procesamiento de datos e interpretación de resultados.

Resumen

Influencia de los incendios forestales en la composición y estructura de combustibles vegetales en zonas quemadas del Santuario de Fauna y Flora de Iguaque

Los bosques degradados en condiciones climáticas extremas presentan una acelerada desecación y mayor acumulación de carga de combustibles. Estas condiciones aumentan la susceptibilidad a incendios forestales ya que la propagación del fuego depende de la disponibilidad del combustible, su disposición y su inflamabilidad. Este estudio tiene como objetivo analizar los impactos de los incendios forestales sobre las características del combustible vegetal en los bosques de robles del Santuario de Flora y Fauna de Iguaque. Para lograr esto, se establecieron doce parcelas de monitoreo, seis en bosques quemados y seis en bosques no quemados. El monitoreo se llevó a cabo en 2018 y 2019, recolectando información sobre troncos de árboles, vegetación del sotobosque y plántulas, además de emplear transectos de Brown para recolectar desechos y evaluar rasgos funcionales relacionados con hojas y corteza de la especie *Quercus humboldtii*. En cuanto a los resultados, se observan cambios en la estructura y composición del bosque en términos de diversidad y riqueza en la regeneración natural, así como la pérdida de biomasa en los bosques quemados, para el segundo año, comienza a aparecer la presencia de especies herbáceas y helechos, y se registra la supervivencia de los individuos arbóreos en los bosques quemados, no obstante, con el tiempo, su mortalidad aumenta. Con relación a los rasgos funcionales, se encontró que contenido de humedad de las hojas es mayor en los bosques no quemados, mientras que el contenido foliar de materia seca y el espesor presentan mayores valores en los bosques quemados, respecto a la corteza se evidencio que la corteza interna en los bosques quemados es menor, mientras que la corteza externa tiende a tener mayor grosor. Las cargas de combustible en los bosques quemados son mayores en comparación con los bosques no quemados, principalmente debido a la acumulación de combustible que se asocia también a la composición de especies, a causa de la apertura de claros que crean condiciones favorables para el desarrollo de vegetación herbácea y arbustiva, y favorece la pérdida de humedad lo cual contribuye a las cargas de combustible de los bosques afectados.

Palabras clave: Incendio forestal, combustibles, rasgos funcionales.

Abstract

Influence of forest fires on the composition and structure of vegetative fuels in burned areas of the Santuario de Fauna y Flora Iguaque

Degraded forests in a scenario of extreme climatic conditions experience increased drying and fuel load. These conditions raise the susceptibility to wildfires, as fire propagation depends on fuel availability, arrangement, and flammability. This study aims to analyze the impacts of wildfires on the characteristics of vegetal fuel in the oak forests of the Iguaque Flora and Fauna Sanctuary. To achieve this, twelve monitoring plots were established, six in burned forests and six in unburned forests. Monitoring took place in 2018 and 2019, gathering information on tree trunks, understory vegetation, and saplings, as well as employing Brown transects to collect debris and assess functional traits related to leaves and bark of the *Quercus humboldtii* species. Regarding the results, changes have been in the structure and composition of the forest in terms of diversity and richness in natural regeneration, as well as the loss of biomass in burned forests. In the second year, the presence of herbaceous species and ferns begins to emerge, and there is survival of tree individuals in burned forests. However, over time, their mortality increases. Regarding the functional traits, it was found that the wet weight of the leaves is higher in the unburned forests, while the foliar dry matter content and the thickness present higher values in the burned forests, with respect to the bark it was evidenced that the inner crust in conserved forests is larger, while the outer crust tends to be thicker in fire affected forests. Burned forests exhibit higher fuel loads compared to unburned forests, primarily due to fuel accumulation and the opening of gaps that create favorable conditions for the development of herbaceous and shrubby vegetation, contributing to the fuel loads of affected forests.

Keywords: Forest fire, fuels, functional traits.

Tabla de Contenido/Índice

Agradecimientos.....	5
Resumen.....	6
Abstract.....	7
Tabla de Contenido/Índice.....	8
Lista de Figuras.....	10
Lista de tablas.....	11
1. Introducción.....	12
2. Marco Conceptual.....	13
2.1. Fuego.....	13
2.2. Incendio forestal.....	15
2.3. Combustible e inflamabilidad.....	15
2.4. Rasgos funcionales relacionados al fuego.....	17
2.5. Degradación de bosques.....	18
2.6. Bosque degradado por fuego.....	19
3. Estado del arte.....	20
3.1. Efectos del fuego en los bosques tropicales.....	20
3.2. La vegetación como combustible.....	21
3.2.1. Combustible muerto.....	21
3.2.2. Combustible vivo.....	23
3.2.3. Factores que influyen la inflamabilidad de los combustibles vivos y muertos	25
3.3. Rasgos funcionales relacionados al fuego.....	28
4. Justificación.....	29
5. Planteamiento del problema.....	30
6. Pregunta de investigación e Hipotesis.....	31

7.	Objetivos	32
8.	Metodología	32
8.1.	Área de estudio	32
8.2.	Diseño de muestreo	36
8.3.	Fase de campo y laboratorio	37
8.3.1.	Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.	37
8.3.2.	Cuantificar las cargas de combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.....	38
8.3.3.	Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa.....	39
8.4.	Análisis Estadístico	40
8.4.1.	Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.	40
8.4.2.	Cuantificar las cargas de combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.....	43
8.4.3.	Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa.....	44
9.	Resultados	45
9.1.	Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible.....	45
9.1.1.	Índice de valor de importancia ampliado	46
9.1.2.	Diversidad del combustible vivo	48
9.1.3.	Composición del combustible vivo.....	56
9.1.4.	Estructura del Combustible vivo	58
9.2.	Cuantificar cargas de combustible.....	62
9.3.	Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa.....	65
9.3.1.	Variabilidad de rasgos foliares	65

9.3.2.	Variabilidad de rasgos de corteza	67
10.	Discusión	68
10.1.	Cambios en la composición y estructura del combustible	68
10.2.	Cargas de combustible	70
10.3.	Variabilidad de rasgos funcionales.....	71
11.	Conclusiones	72
12.	Anexos	74
12.1.	Composición y estructura	74
12.2.	Cargas de combustible	92
12.3.	Variabilidad de rasgos funcionales.....	94
13.	Referencias	102

Lista de Figuras

Figura 1	Ubicación geográfica del SFF Iguaque.....	33
Figura 2	División municipal del SFF Iguaque.....	34
Figura 3	IVIA en el año 2018 para los bosques quemados.....	46
Figura 4	IVIA en el año 2018 para los bosques no quemados.....	47
Figura 5	IVIA en el año 2019 para los bosques quemados.....	47
Figura 6	IVIA en el año 2019 para los bosques no quemados.....	48
Figura 7	Curvas de rarefacción para los fustales en los dos años de muestreo.....	49
Figura 8	Curvas de rarefacción para los latizales en los dos años de muestreo	50
Figura 9	Curvas de rarefacción para los brinzales en los dos años de muestreo.....	50
Figura 10	Curvas de rarefacción para los renuevos en los dos años de muestreo	51
Figura 11	Índice de riqueza por categoría y tipo de bosque	52
Figura 12	Índice de Simpson para cada categoría y tipo de bosque.....	53
Figura 13	Índice de Shannon para cada categoría y tipo de bosque	54
Figura 14	NDMS para cada estrato de la vegetación.....	56
Figura 15	Biomasa por tipo de bosque	58
Figura 16	Contenido de Carbono por tipo de bosque	59
Figura 17	Mortalidad por tipo de bosque	60

Figura 18 Presencia de <i>Pteridium aquilinum</i> en los tipos de bosque	61
Figura 19 Análisis de redundancia.....	¡Error! Marcador no definido.
Figura 20 Cargas de combustible por tipo de bosque.....	62
Figura 21 Cargas de combustible en toneladas *hectárea.....	62
Figura 21 Modelos de variabilidad de rasgos foliares	66
Figura 22 Espesor de la corteza interna y externa con respecto a la ubicación del corte y el tipo de bosque.....	67

Lista de tablas

Tabla 1 Variables de la vegetación a medir	37
Tabla 2 Método para la medición de combustible leñoso muerto	38
Tabla 3 Método de cálculo para rasgos foliares.....	39
Tabla 4 Especies indicadoras por categoría de tamaño	57
Tabla 5 Coeficiente exponencial y tasa de mortalidad	60
Tabla 6 Cargas de combustible por tipo de bosque, tiempo de retardo y sanidad	63
Tabla 7 Medias y <i>P value</i> de rasgos foliares con respecto al tipo de bosque	65

1.Introducción

La superficie total quemada a nivel mundial ha experimentado una reducción en general en la última década. Sin embargo, en los trópicos, los incendios forestales han aumentado en términos de extensión, frecuencia e intensidad (Andela et al., 2017). Estos incendios están causados por múltiples factores interrelacionados con el cambio climático, especialmente en América del Sur, donde se asocian principalmente con actividades humanas relacionadas con el uso de la tierra (Di Bella et al., 2006).

Los incendios forestales generan impactos significativos en la estructura de los bosques. Incluso si el fuego es de baja intensidad en bosques tropicales, su sensibilidad al fuego afecta su estructura (R. Myers et al., 2006). Además de la disminución de la biomasa, la altura y densidad del dosel también se ven reducidas, y se generan efectos conocidos como cascada (Barlow & Peres, 2008). Por ejemplo, la apertura de claros permite el desarrollo de vegetación herbácea, lo cual dificulta el establecimiento de la regeneración natural. Estas interacciones positivas retroalimentan la susceptibilidad del área a incendios posteriores de mayor intensidad, acelerando así la degradación de los bosques (Cochrane, 2003). Cuando ocurre un incendio, se producen diversos cambios en el interior del bosque, siendo la mortalidad de los individuos el cambio más relevante a corto plazo, lo que resulta en un aumento del potencial de carga de combustible (Barlow et al., 2020). (Barlow et al., 2020). Además, las condiciones microclimáticas se ven alteradas principalmente debido a la apertura de claros, lo que aumenta la radiación solar y la temperatura, produciendo cambios en los regímenes de humedad y el déficit de presión de vapor (Montenegro & Ríos, 2008). Estas condiciones propician un mayor nivel de inflamabilidad de los bosques (Stevens-Rumann et al., 2018).

Por otro lado, el aumento de la radiación solar favorece el establecimiento de especies heliófilas, como hierbas y enredaderas, lo que altera el proceso de regeneración natural de los bosques y aumenta la inflamabilidad (Cochrane, 2003). Además, el déficit de humedad de los combustibles se ve afectado por la pérdida de humedad de las coberturas vegetales, lo que genera estrés por desecación y aumenta su inflamabilidad (Stevens-Rumann et al., 2018).

En la zona andina de Colombia, los incendios forestales han sido influenciados por características climáticas propias de la región, como la precipitación y la radiación solar, pero también por dinámicas relacionadas con factores socioeconómicos y las prácticas agrícolas en la región (T. M. González et al., 2018). Otro factor importante que ha incidido en los incendios es la presencia de especies invasoras como el Retamo Espinoso, que proporciona material combustible para la propagación del fuego (Armenteras et al., 2011).

El cambio climático es una amenaza significativa para los ecosistemas de montaña (Feeley & Silman, 2010) junto con los incendios forestales, la fragmentación, la explotación minera y agrícola, la deforestación y el desarrollo urbano (Armenteras et al., 2011; Etter & Van Wyngaarden, 2000).

El comportamiento y la ocurrencia de incendios forestales están influenciados por factores como la humedad, el clima, las condiciones atmosféricas, la topografía y los combustibles (DeBano et al., 1998). En relación a este último factor, se considera combustible a todos los materiales inflamables de diferentes estratos, incluyendo la biomasa viva como hierbas, árboles y arbustos, así como la biomasa muerta como hojarasca y ramas que se encuentran en el suelo (J. C. W. González & De Ruiz, 2007). Las principales características de los combustibles forestales están relacionadas con su cantidad, tamaño, forma, densidad, contenido de humedad y sustancias químicas, así como su distribución horizontal y vertical en la superficie (Porrero, 2001).

Esta investigación tiene como objetivo caracterizar la influencia de los incendios forestales en la composición y estructura de los combustibles en los bosques altoandinos. Se tomará como caso de estudio el ecosistema de Robledal del Santuario de Fauna y Flora de Iguaque, ya que en esta área protegida se han reportado numerosos incendios forestales, siendo los de mayor magnitud los ocurridos en 2010, 2012 y 2015, que han afectado varios ecosistemas, incluyendo los bosques de roble (Pasquis, 2016).

2. Marco Conceptual

2.1. Fuego

El fuego es una reacción química que se genera por la interacción de tres componentes, el calor, el combustible y el oxígeno, esto se conoce como el triángulo del fuego (Cochrane, 2003; Schoennagel et al., 2004). Los elementos del triángulo se presentan en combinaciones necesarias para sustentar el proceso de combustión, produciendo calor,

luz y llamas (Ramos, 2010). Una vez causada la propagación del fuego, el incendio se ve influenciado por el tipo de combustible, la climatología y la topografía (Hernández, 2019).

Cuando hablamos de un incendio forestal es porque el fuego se desplaza a través de la vegetación que se comporta como el combustible, que por las características propias de su estructura, composición, humedad e inflamabilidad, permiten el avance rápido o lento del fuego a través de ella (J. C. W. González & De Ruiz, 2007). De esta manera, de forma general se identifican tres clases de fuego de la cubierta vegetal (Mutlu et al., 2008):

- **A nivel de suelo:** Su propagación es lenta, comparada con las otras clases, sin embargo, su potencial de destrucción es alta (Mutlu et al., 2008). Se presenta en suelos con contenido orgánico, presencia de raíces, turba y hojarasca (Scott & Reinhardt, 2001).
- **A nivel de superficie:** Se presenta en la capa superficial, específicamente en la cobertura de hojarasca, ramas y pastos, así como en arboles de bajo porte (Scott & Reinhardt, 2001).
- **A nivel de dosel:** Ocurre en el estrato elevado del árbol, es decir en su copa, consumiendo principalmente el follaje vivo y muerto (Scott & Reinhardt, 2001).

El régimen del fuego de un ecosistema está definido por características como la intensidad y la estacionalidad con la que ocurren y está definido también por variables temporales como la frecuencia y el tiempo de retorno (Govender et al., 2006; Williams et al., 1999). Los ecosistemas pueden clasificarse de la siguiente manera de acuerdo a factores como los combustibles, la inflamabilidad, las igniciones y las condiciones de propagación del fuego (Shlisky et al., 2007):

- **Ecosistemas dependientes del fuego:** Se caracterizan porque la mayoría de las especies han estado en constante evolución con la presencia del fuego, convirtiéndose en un proceso fundamental para conservar la biodiversidad, sin embargo, alterar la frecuencia y tiempo estacional del fuego, sea eliminándolo o aumentándolo de manera desproporcionada, alteraría el equilibrio de estos ecosistemas.
- **Ecosistemas sensibles al fuego:** Se caracterizan porque la mayoría de las especies no han evolucionado con el fuego, por esta razón la presencia de un

incendio alteraría drásticamente la biodiversidad de este tipo de ecosistemas, siendo susceptibles a los impactos del proceso de retroalimentación positiva.

- **Ecosistemas independientes:** Se caracteriza por tener baja o nula presencia de combustibles, como resultado de su proceso evolutivo.

2.2 Incendio forestal

Un incendio forestal se define como el fuego que se propaga sin ningún tipo de control ni planificación en ecosistemas terrestres, como bosques, sabanas, matorrales, turberas, pastizales, humedales o en sistemas de tipo agrícola, ganadero o forestal, excluyendo así las quemadas controladas y prescritas (Mascaraque, 2003).

Si bien los incendios pueden originarse de manera natural debido a un rayo o una erupción volcánica, en su mayoría son causados por actividades humanas, especialmente en el sector agropecuario (Moraga Peralta, 2010). En los trópicos, son comunes los incendios causados por la tala y la quema como prácticas para convertir selvas tropicales en tierras agrícolas. Sin embargo, en la mayoría de los casos, los incendios son una consecuencia involuntaria de las quemadas que se salen de control durante las prácticas de uso de la tierra (Cochrane, 2003).

2.3 Combustible e inflamabilidad

El concepto de combustible se refiere a todos los materiales inflamables, que en el caso de la vegetación incluyen los distintos estratos como el arbóreo, arbustivo y herbáceo, así como la biomasa seca depositada en el suelo. (J. C. W. González & De Ruiz, 2007). El combustible se puede dividir en biomasa y necromasa, siendo esta última el material muerto presente en el suelo, clasificado en delgado, mediano y grueso, que incluye hojas y ramillas finas, ramillas y ramas, y finalmente ramas gruesas y troncos (J. C. W. González & De Ruiz, 2007). En cuanto a la cobertura herbácea, se refiere a la parte aérea en general, como pastos, hierbas y residuos leñosos (Uhl & Kauffman, 1990). Para que un combustible se considere vivo, debe tener un contenido de humedad superior al 30% (Jolly, 2007). La inflamabilidad de los combustibles es el resultado de múltiples factores estructurales y de

composición, en relación a la estructura, se analiza la relación superficie-volumen (Anderson, 1982; Bianchi et al., 2014) que es más elevada en las plantas herbáceas y pasturas, presentando también una mayor tasa de desecación, principalmente debido a la presencia de combustibles finos (Jaureguiberry et al., 2011). Por otro lado, las plantas leñosas, como árboles y arbustos, se caracterizan por tener una estructura de combustible más gruesa, menor relación superficie-volumen y, por lo tanto, menor inflamabilidad y tasa de desecación (Anderson, 1982; Bianchi et al., 2014). A nivel de comunidad vegetal, la inflamabilidad está determinada por la composición relativa de especies (Santana & Marrs, 2014) y la estructura que constituye la continuidad horizontal y vertical de los combustibles (Ghermandi et al., 2016).

Los combustibles se clasifican principalmente en terrestres, de superficie y aéreos. Los combustibles terrestres consideran la materia orgánica muerta (Keane et al., 2001), los combustibles de superficie incluyen árboles vivos y muertos, arbustos, hierbas y escombros leñosos, y pueden clasificarse según su tamaño y velocidad de secado (Reich et al., 2004), mientras que los combustibles aéreos se refieren a toda la biomasa viva o muerta en el dosel del bosque (Van Wagner, 1977). Los combustibles están determinados por atributos forestales que incluyen la cantidad, tamaño, forma, compactación, distribución horizontal o vertical, contenido de sustancias químicas, contenido de humedad y densidad de la madera (De Ruiz, 2006). El combustible como biomasa abarca todas las plantas vivas que presentan características particulares en el comportamiento de los incendios forestales, determinadas por la relación planta-fuego en continua evolución, lo cual se denomina inflamabilidad (Ager et al., 2014) que combina dos parámetros: la inflamabilidad, que se refiere a la ignición, y la conductividad térmica, que determina la velocidad de propagación de las llamas dentro de la planta (Cornelissen et al., 2003). La inflamabilidad de una especie vegetal depende de las características intrínsecas del tejido, su arquitectura y estructura (Cornelissen et al., 2003), determinadas específicamente por su contenido de humedad y rasgos que proporcionan resistencia a la sequía, así como su composición química de minerales, ceras y resinas (Lavorel & Garnier, 2002). La inflamabilidad del combustible, por su parte, se define a través de tres componentes que determinan diferentes comportamientos del material: a) ignición, es decir, cuán fácilmente se enciende el combustible; b) combustibilidad, que se refiere a qué tan bien se quema; y c) sostenibilidad o duración/tiempo en que el combustible se quema (Gill & Zylstra, 2005). Además, la inflamabilidad se relaciona con tres factores: en primer lugar, las cargas de combustible o la cantidad de biomasa; en segundo lugar, las propiedades intrínsecas

relacionadas con la calidad de la biomasa, como la cantidad de humedad de los combustibles; y, finalmente, la organización espacial, que abarca la conectividad de la biomasa y el tiempo de aireación (Gill & Zylstra, 2005; Simpson et al., 2016).

2.4 Rasgos funcionales relacionados al fuego

Un rasgo funcional de la vegetación se refiere a un atributo o característica que proporciona información sobre el papel que desempeña un organismo en el ecosistema y su respuesta a un determinado factor ambiental (Lavorel & Garnier, 2002). Estos rasgos abarcan características morfológicas, estructurales (Rasgos suaves) y fisiológicas (rasgos duros) que influyen en el rendimiento de un individuo a través de efectos dirigidos a su crecimiento, reproducción o supervivencia (Garnier et al., 2015).

De esta manera, los rasgos funcionales brindan información valiosa sobre la eficacia biológica de los organismos y la respuesta de las comunidades ante alteraciones en el ambiente (Ackerly & Cornwell, 2007), también proporcionan conocimiento sobre los mecanismos de funcionamiento y productividad de los ecosistemas, las estrategias de las especies para el uso de los recursos, los efectos del cambio climático en la vegetación y la transformación del paisaje en la diversidad funcional (Rodríguez-Alarcón et al., 2020). Un atributo de los rasgos funcionales es que deben ser medibles a escala de individuo, aportando información a nivel de especie frente a los cambios ambientales (Santacruz-García, 2020).

El comportamiento de la vegetación frente al fuego está relacionado principalmente con dos estrategias: la inflamabilidad y la tolerancia de las plantas al fuego, es decir, su capacidad de regenerarse y sobrevivir a este disturbio (Santacruz-García, 2020). En comunidades de vegetación donde el fuego forma parte de la dinámica natural, las especies desarrollan rasgos estructurales y funcionales que favorecen su inflamabilidad como una estrategia de supervivencia posterior al incendio, ya que los procesos productivos y la regeneración de poblaciones y comunidades dependen de ello (Bond et al., 2005).

Algunos rasgos suaves de fácil medición incluyen la densidad de la madera, la altura máxima de la planta, el área foliar y el contenido foliar de materia seca, los cuales se relacionan con la supervivencia, el crecimiento, la tolerancia a la sequía, el uso de recursos

y la descomposición de nutrientes, entre otros (Díaz et al., 2016). Otro ejemplo es la profundidad de las raíces, que está relacionada con la adaptación de las especies al fuego, ya que una mayor profundidad de las raíces aumenta la probabilidad de resistir un evento de fuego (Alcázar-Caicedo & Ramírez-Hernandez, 2011). Por otro lado, el contenido de materia seca y el porcentaje de humedad de las ramas y hojas, el grado de ramificación y el tiempo de secado de las ramas se relacionan con la inflamabilidad del combustible, es decir, la vegetación (Santacruz et al., 2015). Además, el área foliar específica proporciona información sobre la respuesta de la especie a factores ambientales como la disponibilidad de agua, así como su papel en el ecosistema en procesos de descomposición y productividad (Díaz et al., 2013).

2.5 Degradación de bosques

En términos generales, la degradación forestal es un proceso que conlleva a la reducción de la calidad de los bosques (Lund, 2009) debido principalmente a actividades antropogénicas directas como la explotación forestal insostenible, y de forma indirecta por invasiones biológicas (Vásquez et al., 2018). Estas actividades afectan drásticamente las características estructurales, de composición y funcionales del bosque durante períodos prolongados de tiempo (Food and Agriculture Organization of the United & Nations, 2009).

La degradación es un proceso gradual que se manifiesta de manera progresiva (Sasaki & Putz, 2009), y abarca la pérdida de bienes y servicios ecosistémicos abarcando la pérdida de bienes y servicios ecosistémicos (Ahrends et al., 2010; Chazdon, 2008). Es un problema reconocido a nivel mundial que genera impactos en los ámbitos ambiental, social y económico (Simula & Mansur, 2011).

Un bosque degradado se considera un estado en el que la masa forestal ha modificado sus condiciones iniciales en términos de su composición taxonómica arbórea dominante, junto con diversos procesos internos del bosque, como la regeneración natural, la descomposición y las tasas de crecimiento y mortalidad (Vásquez et al., 2018). , así mismo de acuerdo a lo señalado por (Thompson et al., 2009) se evidencian cambios en los bienes y servicios aportados por el bosque. Uno de los factores que pueden contribuir a la degradación de los bosques son los incendios, los cuales desencadenan alteraciones

importantes en su estructura, composición y funcionalidad (Barlow & Peres, 2008). Sin embargo, en los ecosistemas andinos, los incendios interactúan con otras formas de degradación forestal a diferentes escalas temporales y espaciales (Oliveras et al., 2013).

2.6 Bosque degradado por fuego

El bosque quemado se refiere a las áreas boscosas afectadas por el fuego, las cuales presentan una menor diversidad y experimentan transformaciones en la estructura y composición en comparación con las zonas no afectadas por incendios. Estas áreas sufren una gran pérdida de biomasa aérea y muestran una alta presencia de especies invasoras de rápida colonización, las cuales con el tiempo pueden intensificar el daño y la degradación de los bosques (Armenteras, González, Ríos, et al., 2020) .

La superficie de las áreas quemadas está cubierta por diferentes materiales que varían según la severidad del fuego. Se observa una progresiva carbonización hasta la presencia de vegetación quemada, suelo quemado, carbón y, finalmente, los residuos de la combustión completa reflejados en forma de ceniza (Montorio et al., 2014).

Un bosque que presenta áreas quemadas está influenciado en gran medida por el clima y la disponibilidad de combustible, aunque la importancia de cada uno es un tema de gran complejidad (Podur & Martell, 2009). La quema ocurre cuando la longitud de la llama supera el umbral crítico definido por el contenido de humedad, conocido como altura base del dosel, por lo que la quema depende de esta relación. El estrés hídrico durante períodos de sequía provoca la pérdida de humedad en los combustibles y aumenta su inflamabilidad (Cochrane, 2003). De esta manera, los bosques húmedos son menos propensos a los incendios forestales, pero son más vulnerables que los bosques más secos, lo que resulta en una mayor mortalidad.

En general, las áreas quemadas con mayor severidad en ecosistemas no adaptados al fuego presentan tasas bajas de recuperación vegetal debido al impacto de las altas temperaturas en los bancos de semillas (Salvador & Lloret, 1995), lo que resulta en una tasa más alta de mortalidad de las especies que rebrotan debido a los daños directos en los tejidos meristemáticos (Salvador & Lloret, 1995).

3.Estado del arte

3.1. Efectos del fuego en los bosques tropicales

El fuego tiene un papel importante en muchos ecosistemas e influye de forma particular en la distribución, abundancia y estructura de la vegetación (Bond et al., 2005) sin embargo, el fuego debe estar presente en regímenes adecuados, si estos son alterados pueden presentar un riesgo considerable para los ecosistemas (Bond et al., 2005; Meyn et al., 2007), provocando cambios en los servicios ecosistémicos y en la biodiversidad, afectando la capacidad de recuperación de los mismos (Parra & Bernal, 2010). La transformación de la estructura de la vegetación, la riqueza y la abundancia de las especies se ven influenciadas por las interacciones de origen biótico y climático después del fuego, junto con la historia del régimen de las perturbaciones (Hofstede & Rossenaar, 1995). Algunos de los factores que inciden en estos cambios están representados por la supervivencia de las especies al fuego, la dispersión de los propágulos y las semillas, la herbívora, la competencia y la capacidad de las diferentes especies para crecer y colonizar (R. Whelan, 1995). En los bosques el fuego modifica su composición y estructura, con altas tasas de mortalidad de árboles comunes, pero con mayor probabilidad en aquellas especies que se consideran raras, además de reducir las semillas disponibles hasta en un 85% y alterar los procesos de floración y fructificación (Cochrane, 2003). Los efectos en los bordes de los fragmentos provocan modificaciones estructurales, aumentando la mortalidad de árboles y la carga de combustibles, provocando la disminución de biomasa viva (Cochrane, 2003).

Otros efectos de los incendios forestales sobre la estructura del bosque incluye la aceleración del ciclo de nutrientes (R. J. Whelan, 2009). Hay cambios en la dirección de la sucesión, pérdida del banco de semillas a nivel del suelo y la aceleración de la heterogeneidad en el paisaje (R. Whelan, 1995), el fuego en general afecta el valor del bosque en términos de calidad de hábitat (Dale et al., 2001).

La regeneración natural también se ve afectada luego de un incendio por la combinación de cambios edáficos, condiciones climáticas poco favorables y pastoreo de ganado y otros herbívoros (T. Kitzberger et al., 2016). En los bosques tropicales afectados por incendios forestales, se genera una pérdida acelerada de biodiversidad, por lo que la tasa de

regeneración es menor en comparación con la frecuencia de los eventos de fuego (S, Schwartzman, A. Moreira, 2000).

El rebrote es una estrategia de muchas angiospermas para mantener las poblaciones luego del fuego (Ocampo-Zuleta & Bravo, 2019), sin embargo genera limitaciones en relación a la variabilidad de la población y la colonización de áreas nuevas, sobre todo en aquellas comunidades con especies reclutadoras o germinadoras con eficiencia baja, bancos de semillas limitados, inhibición de la germinación y disminución de sobrevivencia (Rodrigo et al., 2004).

La perturbación que se genera en la vegetación luego de un incendio, incluye cambios en la estructura de las poblaciones, interrupción de los ciclos reproductivos, disminución de la variabilidad genética, el aumento de la susceptibilidad a plagas y enfermedades, hasta la pérdida de interacciones ecológicas y biológicas (Parra & Bernal, 2010).

3.2. La vegetación como combustible

El fuego produce una contundente heterogeneidad del paisaje y su impacto viene relacionado al tipo de vegetación en la que se dispersa y a las características de las plantas del ecosistema, la proporción de biomasa y necromasa, así como la inflamabilidad del material vegetal (Cárdenas, 2013). De esta manera se considera como combustible todo material vegetal inflamable, abarcando estratos arbóreos, arbustivos y herbáceos, así como también la biomasa muerta que se encuentra depositada en el suelo (J. C. W. González & De Ruiz, 2007).

3.2.1. Combustible muerto

La necromasa constituye una porción de la biomasa y de los combustibles para que se dé un incendio forestal (Vega, J. Cuiñas, P. Fontúrbel, 2000) además de aportar nutrientes al suelo (Araujo-Murakami et al., 2011), la necromasa está constituida por la hojarasca que mejora las propiedades físicas y químicas del suelo manteniendo su fertilidad (Naranjo-Esquivel, 2014) y también abarca madera muerta aportando al stock de carbono sobre el suelo (K J Chao et al., 2009; López Hernández et al., 2013). El contenido de humedad de

un combustible enmarca la inflamabilidad del mismo, se entiende como la cantidad de agua, expresada como un porcentaje del peso que tiene en relación al peso seco del mismo (J. C. W. González & De Ruiz, 2007), los combustibles muertos tienen propiedades higroscópicas, es decir son capaces de absorber humedad del ambiente, por lo tanto su contenido de humedad dependerá de la humedad relativa (J. C. W. González & De Ruiz, 2007), pero también de su tamaño y grosor, presentando una relación directa entre su superficie y la cantidad de humedad que son capaces de absorber, es decir a mayor superficie expuesta, mayor humedad absorberá. La relación entre área superficial del combustible y su capacidad de absorber humedad del aire, determinan lo que se conoce como el tiempo de retardo de los combustibles (Fosberg, 1977) que se refiere al tiempo que demoran en ganar o perder cerca del 66% de la diferencia entre el contenido de humedad inicial y el del ambiente, bajo condiciones de secado establecidas con una humedad relativa del 20% y una temperatura de 27 °C (Fosberg, 1971). Así las cosas, cuando un combustible muerto presenta un contenido de humedad inferior al 25% estará disponible para arder, si es más alta se refiere a la humedad de extinción, es decir aquella en la que la combustión del material no se produce (Vélez, 2000). El análisis de combustible por tiempo de retardo permite dividir la necromasa en combustibles ligeros y pesados, relacionados a su diámetro, de esta manera los combustibles ligeros tienen relevancia en el incremento de la velocidad de propagación del fuego a causa de la rapidez con la que pierden humedad, facilitando su ignición, debido a la relación entre el volumen de la unidad y la superficie de contacto con las llamas (Naranjo-Esquivel, 2014), mientras que los combustibles pesados tardan más en esa pérdida de humedad a causa de su tamaño, pero una vez encendidos aportan mucho más calor que los ligeros, ardiendo por tiempo más largo (J. C. W. González & De Ruiz, 2007). La relación del tiempo de acumulación y el tipo de combustible, permite por ejemplo analizar que sitios presentan mayor acumulación de combustibles ligeros y que a su vez en los sitios que llevan mayor tiempo de acumulación predominan los más pesados es decir los de mayores diámetros (Vega, J. Cuiñas, P. Fontúrbel, 2000), sin embargo, la ausencia de combustibles pesados también puede estar relacionado a medidas de conservación o mínima intervención (Najera & Hernández, n.d.). La magnitud y la afectación del fuego en los ecosistemas, entre muchos otros factores está relacionada al intervalo entre un incendio y otro, entre mayor sea este tiempo, la acumulación del combustible será mucho mayor (Xelhuanzi et al., 2011). Sin embargo, la cantidad de necromasa es dependiente de la densidad de la madera, la cantidad de biomasa de vegetación y la mortalidad (K J Chao et al., 2009). Con

relación a la escala espacial también se reporta variabilidad en la necromasa, para el caso del Perú, se buscaron diferencias entre bosques de tierra firme y bosques inundables reportando que los de tierra firme almacenan hasta tres veces más necromasa que los inundables (Kuo Jung Chao et al., 2008). Las propiedades físicas y químicas del suelo juegan también un papel importante, incidiendo en la tasa de mortalidad, influyendo en la estructura del bosque y la productividad de la madera, favoreciendo el desarrollo y establecimiento de especies de rápido crecimiento, baja densidad de la madera y vida corta (Quesada et al., 2009), afectando así las tasas de descomposición de la madera y ser causas relevante en la cantidad de necromasa en diferentes sectores (Baker et al., 2004).

3.2.2. Combustible vivo

Los combustibles vivos, es decir las plantas también influyen los incendios forestales, sin embargo, por el contrario, a los combustibles muertos, el contenido de humedad está basado en muchos factores de alta variabilidad como la capacidad de retención de humedad en el suelo, la fisiología de la planta, que incluso bajo las mismas condiciones atmosféricas pueden presentar una variación considerable en el contenido de humedad para diferentes especies (Yebra & Chuvieco, 2007). Las biotas que están dominadas por angiospermas que se transforman en dos estados principalmente el pirofítico y el pirofóbico, el primero caracterizado por vegetación de porte bajo, muy productivo e inflamable, con alta acumulación de combustible y corto tiempo de retorno al fuego, mientras que el estado pirofóbico agrupa árboles de crecimiento rápido que proyectan bastante sombra que ayuda a suprimir los combustibles aportados por el sotobosque (Bond & Midgley, 2012), los dos estados podrían dominar paisajes diferentes o estar mezclados como un mosaico de parches de vegetación abierta y de dosel cerrado (Odion et al., 2010), es decir en los matorrales el fuego se propaga más fácilmente (Thomas Kitzberger et al., 2012; Morales et al., 2015), por el contrario los bosques maduros funcionan como cortafuegos, con un sotobosque pobre de especies y baja altura que no permiten la continuidad del fuego en línea vertical por medio de combustible fino (Paritsis et al., 2015).

Los matorrales caracterizados por la falta de dosel cerrado y una comunidad con riqueza de arbustos, hierbas y trepadoras, que requieren suficiente luz para su desarrollo, creando

un microclima con temperaturas altas y humedad relativa baja, con un sotobosque mezclado con el dosel bajo de los individuos arbustales, conforman una escalera vertical de combustible fino que tienden a tener un proceso de secado más rápido que en bosques cerrados (Blackhall et al., 2015; Paritsis et al., 2015). Este tipo de formaciones vegetales por sus características estructurales, de composición y micro climáticas crean un ambiente perfecto para el establecimiento de gran variedad de especies que mantienen los combustibles finos muertos como las trepadoras, arbustos y algunas Poaceae que favorecen la ignición y propagación del fuego, reduciendo el contenido de humedad, constituyendo una función como disipadoras de calor de los combustibles vivos y húmedos (Blackhall et al., 2015).

Los incendios forestales recurrentes influyen en la reducción del tamaño y densidad de bosques no quemados que hubieran sobrevivido a eventos de fuego, fragmentando y afectando directamente la regeneración natural, generando las condiciones propicias para el establecimiento de hierbas y enredaderas que afectan el proceso de regeneración, invadiendo los bosques quemados y aumentando la inflamabilidad de estos (Cochrane, 2003). La regeneración natural después de un incendio tiende a extenderse a algunas zonas del borde del bosque, con condiciones de humedad baja, lo que facilita que los bosques quemados sean colonizados de manera rápida por especies de matorrales o incluso pastizales si las zonas presentan una alta presión por ganado (Cavallero et al., 2013). La frecuencia de incendios es alta en este tipo de formaciones luego de la perturbación inicial por fuego, se promueve el establecimiento y la permanencia de especies inflamables y la pérdida de especies que habían sobrevivido a los incendios forestales que hubieran adaptado estrategias como el rebrote, pero al presentar mayor frecuencia de la perturbación ya no sobrevivirían, es decir se genera una retroalimentación entre el fuego y la vegetación con características inflamables, fortalecida por condiciones secas y cálidas (T. Kitzberger et al., 2016).

Por su parte los bosques tropicales de dosel cerrado presentan diversidad de especies y por tanto de combustibles, siendo capaces de regular la humedad al interior del bosque y a su vez la disponibilidad del combustible, que presentan una mezcla o acumulación de ciertas sustancias químicas como aldehídos, gomas y alcoholes, entre otros; este cúmulo de factores que caracterizan los combustibles influyen en el comportamiento del fuego, modificando su inflamabilidad, sostenibilidad y combustibilidad (Cochrane, 2003).

Para el caso de Chile, cuando un bosque elevado de dosel cerrado es quemado, presenta una sucesión reemplazada por Chusque que presenta características mucho más inflamables (T. Kitzberger et al., 2016), estas poblaciones florecen y mueren entre los 2 y 3 años transformándose en grandes cantidades de combustible muerto (Veblen, 1982), a este modelo se le conoce como bambú que es protagonista en el sotobosque. Este tipo de comportamientos modelados también aplica para bosques tropicales pirofóbicos con algunas especies dominantes como *Weinmannia trichosperma* y *Podocarpus nubigenus*, y algunos subdominantes como *Drimys winteri* y *Gevuina avellana* (T. Kitzberger et al., 2016).

En otras zonas donde el chusque no predomina en la regeneración, se establecen otro tipo de vegetación post- incendio (Paritsis et al., 2013), como rebrotes de árboles y arbustos, helechos, trepadoras leñosas siendo esto también más inflamables por su estructura y condiciones micro climáticas (T. Kitzberger et al., 2016).

Algunas trepadoras leñosas que destacan son *Griselinia campsidium*, *Mitraria*, *Muehlenbeckia* y *Philesia* spp (Albornoz et al., 2013; Romero-Mieres et al., 2014), además de esto se presenta la colonización de gramínoideas como *Juncus*, *Scirpus*, *Carex* y Poaceae que se comportan como combustible fino (Romero-Mieres et al., 2014), mezclado con helechos que forman densos parches que producen sombra, retrasando la regeneración y prolongando la inflamabilidad de la vegetación con dosel abierto (T. Kitzberger et al., 2016).

3.2.3. Factores que influyen la inflamabilidad de los combustibles vivos y muertos

El consumo del combustible leñoso está influenciado por trece variables, estas son: Contenido de humedad del combustible, perturbación, combustibles finos, disposición, densidad de la madera, descomposición, diámetro, carbón residual, carga leñosa, presencia de corteza, tamaño del fuego, intensidad, medio ambiente, incluido el clima, afectado por variables estacionales como la humedad relativa, la temperatura, el viento y la precipitación (Hollis et al., 2011). Existen varios factores que tienen influencia en los efectos de los incendios forestales, así como en la ignición, intensidad y consumo de

combustibles, entre estos factores destacan la densidad de carga, el tamaño, la forma, el contenido de humedad, las propiedades químicas y la configuración espacial (J. Brown, 1970). La humedad del combustible fino es una de las variables claves que considera el combustible muerto de menos de 6 mm de espesor y el combustible vivo de menos de 2mm (Tolhurst & Cheney, 1999), para contenidos de humedad bajos en combustibles finos, hay mayor probabilidad de fuego, mayor propagación y comportamiento del fuego más intenso (Cawson et al., 2017). El contenido de humedad del combustible fino está definido por condiciones micro climáticas influenciadas por la temperatura de la superficie, precipitación, radiación solar y humedad relativa (Matthews, 2014; Viney, 1991), Lo relacionado con el tipo de vegetación y posiciones topográficas, influyen la variación espacial en el contenido de humedad (Matthews, 2014).

El contenido de humedad entre los combustibles leñosos, presenta variabilidad, en relación a su tamaño y diámetro, por ejemplo en relación a ramitas finas se reporta un contenido de humedad del 2% y un contenido superior al 200% para troncos grandes (Byram, 1959). Por otro lado, la carga de combustible antes del incendio y el tamaño del incendio son importantes para el cálculo del combustible leñoso consumido, que se espera presente una correlación con este valor (Hollis et al., 2011). Varios estudios han demostrado que las altas cargas de combustible leñosos antes del incendio aumentarán las interacciones entre los combustibles en combustión e influirán en la liberación de calor en la quema (Albini & Reinhardt, 1995; Byram, 1959). A lo largo del tiempo el contenido de humedad tendría influencia en la frecuencia de los incendios con mayor carga de combustible y biomasa total, también se tiene en cuenta la disponibilidad que es cuantificada a partir de los días en que los combustibles finos están suficientemente secos para encender o sostener el fuego (Meyn et al., 2007), estas variables son determinantes para la probabilidad de ignición, la tasa de propagación, la intensidad y la severidad del incendio (Rothmell, 1972). Los combustibles terrestres son heterogéneos y pueden ser estratificados de acuerdo a las capas superficiales y de aireación que presenten, estas discontinuidades entre las capas superficiales de combustible pueden detener incendios de intensidad baja, los que presentan alta intensidad pueden atravesar estas discontinuidades, confirmando la influencia de que variables como la fracción de material verde, densidad aparente y continuidad si inciden en la propagación del fuego (Gould et al., 2011). Mientras que McArthur (1967) sugiere no adjudicar la carga de combustible a la tasa de propagación, si no que esta puede deberse a rango de factores estructurales, composición, verdor y continuidad que presentarán cambios después de una quema.

Después de un incendio forestal la acumulación de combustibles finos dependerá de la tasa de adhesión y de la descomposición de estos, mientras que para los combustibles superficiales dependerá de la tasa neta de biomasa de la vegetación del sotobosque, sin embargo, los patrones de acumulación dependerán del tipo de bosque y sus condiciones ambientales (Peet, 1971) y (Burrows, 1994). El diseño y desarrollo de modelos que permitan describir los patrones y la velocidad de acumulación de los combustibles finos, debe relacionar la acumulación y la descomposición (Peet, 1971) y (Burrows, 1994). Para el caso de un bosque de *Eucalyptus marginata* el modelo describe una acumulación rápida de combustible en un periodo de 5 a 8 años luego del incendio, después se presenta una tendencia al equilibrio con condiciones ambientales predominantes (Gould et al., 2011). La conectividad espacial de los combustibles presenta una variación temporal que puede incluso ser horaria o diaria contribuyendo a incendios espacialmente heterogéneos (Bradstock, 2010), esta conectividad se encuentra influenciada por las condiciones de sequía, aumentando el riesgo de incendios severos (Matthews, 2014; Miller & Urban, 2000).

Se sabe que el microclima de las selvas tropicales, presenta una estructura de dosel cerrado lo que lo hace bastante húmedo, presentando precipitaciones altas que crean unas condiciones poco inflamables (Mooney. H, Bonnicksen. T, Christensen. N, Lotan. J, 1981), incluso algunos bosques pueden mantener su humedad, después de varios meses sin lluvia, haciendo más difícil la combustión, la resistencia al fuego resulta de la capacidad de capturar y almacenar humedad, derivando la mayor proporción de los árboles, (Cochrane, 2003). Por ejemplo, los bosques de galería están formados por arboles con un dosel profundo que conserva el microclima forestal, disminuyendo la pérdida de humedad de los combustibles y por tanto la flamabilidad del bosque, (M. Kellman, Tackaberry. R, Brokaw. N, 1994). De esta manera la pérdida de humedad también está influenciada por la apertura del dosel que puede darse por incendios previos reduciendo la densidad de las copas, pero también perturbaciones antrópicas como la tala selectiva (Balch et al., 2008; Fetcher et al., 1985; Uhl & Kauffman, 1990), Cuando esta densidad de dosel es mezclada con cambios en la estructura y carga de combustible, el bosque es más susceptible a conflagraciones más frecuentes (Uhl & Kauffman, 1990). La cantidad de combustibles disponible influye el tiempo de combustión, aunque este no represente toda la carga total de combustible si aportara al aumento de esta por medio de mecanismos de retroalimentación, es decir un aumento de combustible disponible para la combustión fortalecerá la duración y velocidad del fuego, así como la transferencia de calor, aumentando considerablemente la

disponibilidad de combustibles con susceptibilidad para encenderse (McArthur & Cheney, 2015).

3.3. Rasgos funcionales relacionados al fuego

La determinación de los rasgos funcionales de las especies, asociados al fuego permiten mejorar la gestión de los incendios a partir del conocimiento de la sensibilidad, resistencia y de la tolerancia al fuego de los ecosistemas afectados (Santamaría & Rodríguez, 2017), estos atributos pueden ser de tipo morfológico, fisiológico o fenológico que indican estrategias ecológicas de las especies de plantas y su comportamiento frente a diferentes condiciones ambientales, además de aportar al entendimiento de las relaciones planta – ecosistema (Pérez et al., 2013). En relación con el fuego los rasgos funcionales se clasifican en dos grupos, los de resistencia y los de tolerancia; los primeros se relacionan a individuos capaces de sobrevivir luego del fuego, abarcando rasgos tales como la forma de vida arbórea que gracias a su porte alto permite generar menor afectación por incendios, profundidad de la raíz, la presencia de espinas, el grosor amplio de la corteza como estrategia de asilamiento de los tejidos vegetales frente al calor, entre otros. Mientras que los rasgos de tolerancia relacionan las adaptaciones a factores ambientales extremos que generan las especies para sobrevivir al fuego (Rodríguez & Vargas, 2002), por ejemplo cuando los individuos tienen la capacidad de rebrotar, a este grupo pertenecen el surgimiento de plántulas post fuego, mecanismos de dispersión que permitan colonizar áreas afectadas por el disturbio, dispersarse a largas distancias y la presencia de un banco de semillas que facilite la propagación de las especies (Pérez et al., 2013). La persistencia de una población depende únicamente de la capacidad de establecer individuos nuevos a partir del banco de semillas (Ocampo-Zuleta & Bravo, 2019), esta persistencia será eficiente de acuerdo a la intensidad del fuego, la capacidad de germinación, la tolerancia que tienen las semillas al choque térmico, y el establecimiento de las plántulas en el escenario post- fuego (Ocampo-Zuleta & Bravo, 2019).

En estudios realizados en ecosistemas de bosque alto andino se reporta que presentan capacidad de resistencia y tolerancia frente a incendios, principalmente por sus características estructurales relacionado a individuos arbóreos de alto porte, también a los tipos de frutos predominantes como las capsulas, bayas y aquenios, dispersados

principalmente por estrategias como la anemócora y la zoocorá, así como la abundancia de especies caducifolias y heliófilas (Santamaría & Rodríguez, 2017). En bosques montanos tropicales para estudiar los rasgos funcionales asociados a la tolerancia del fuego de algunas especies, se establecieron tres categorías: las sensibles, las supervivientes y las prosperas al fuego, concluyendo que este tipo de bosques tardan más de 15 años en regenerarse luego del incendio (Oliveras et al., 2013). En el Santuario de Fauna y Flora de Iguaque se buscó comprender que rasgos funcionales mediaban la respuesta del *Quercus humboldtii* al fuego, encontrando que la altura de los árboles y el grosor de la corteza influyeron en la supervivencia de los Robles, reportando un 40 % de mortalidad, mientras que el fuego estimuló el rebrote desde el cuello de la raíz de los individuos (Salazar et al., 2020), se concluyó que los incendios forestales en los bosques andinos del norte pueden ser el motor de una gran mortalidad de árboles maduros de Roble y de pérdida de diversidad, sin embargo el *Quercus humboldtii* demuestra ser una especie resistente al fuego por sus adaptaciones y su capacidad de rebrote (Salazar et al., 2020).

4. Justificación

Los incendios forestales en los trópicos han experimentado un aumento en extensión y frecuencia, principalmente debido a actividades humanas relacionadas con la expansión agrícola (Uhl & Buschbacher, 1985), la fragmentación de los bosques, la agricultura insostenible y la tala (Nepstad et al., 1999). Sin embargo, el cambio climático juega un papel importante, influyendo directamente en la precipitación y en la estacionalidad de las lluvias (Laurance et al., 2014). Durante períodos de mayor sequía, la vegetación de los ecosistemas se vuelve más inflamable debido a la alteración de características como la retención de agua y nutrientes (Russell-Smith et al., 2017).

El clima tiene una influencia significativa en el comportamiento del fuego, debido a diversos factores y su combinación. Por ejemplo, la relación entre temperatura y precipitación, como la acumulación de combustible durante las épocas lluviosas, seguida de condiciones de altas temperaturas que intensifican la desecación del combustible y, por lo tanto, su inflamabilidad (Armenteras, González, Vargas Ríos, et al., 2020).

Los bosques tropicales montanos son especialmente sensibles al cambio climático debido a su ubicación en elevaciones entre 2.000 y 3.000 metros sobre el nivel del mar. Estos ecosistemas son ricos en biodiversidad (Oliveras et al., 2017), con altas tasas de endemismo, especies amenazadas (N. Myers et al., 2000), además de ser reservorios de carbono. Su sensibilidad al cambio climático está sujeta, por ejemplo, a la migración de especies hacia altitudes más elevadas debido a la variabilidad climática, así como a perturbaciones humanas, especialmente los incendios forestales. Sin embargo, aún no se ha determinado con claridad el impacto a largo plazo del fuego en este tipo de bosques (Oliveras et al., 2017).

La investigación orientada al comportamiento del fuego es fundamental para comprender las implicaciones de estos eventos en los ecosistemas y caracterizar la vulnerabilidad de los bosques tropicales de montaña ante ellos (Barlow et al., 2011). Describir y cuantificar los combustibles permite comprender el comportamiento del fuego y proporcionar información relevante para el diseño de estrategias de manejo (Gould et al., 2011). En el caso de los ecosistemas andinos, no se dispone de información sobre la dinámica del comportamiento de los incendios forestales en relación con factores como las tasas de propagación, altura de llama, tiempo de residencia e intensidad (Oliveras et al., 2013).

5. Planteamiento del problema

Los bosques degradados en escenarios de condiciones climáticas extremas experimentan una mayor desecación y acumulación de combustibles. Estas condiciones aumentan la susceptibilidad a los incendios forestales (Cochrane, 2003) ya que la propagación del fuego depende de la disponibilidad, disposición e inflamabilidad del combustible (Biddulph & Kellman, 1998). La acumulación de desechos orgánicos y la apertura del dosel, crea un microclima que acelera la pérdida de humedad en los combustibles (Uhl & Kauffman, 1990). Aumentando así la susceptibilidad a los incendios en aquellos bosques que han sido previamente perturbados por eventos de fuego, lo que aumenta las probabilidades de incendios posteriores de mayor intensidad (Cochrane & Laurance, 2002).

Otro efecto de los incendios forestales en la inflamabilidad del ecosistema corresponde a la invasión de hierbas y enredaderas que empiezan a colonizar áreas quemadas

ralentizando la regeneración natural y aumentando la probabilidad de ocurrencia (Cochrane, 2003). Las plantas invasoras pueden modificar la continuidad del combustible alternado considerablemente la quema (Keeley & Pausas, 2019) comprometiendo directamente la disponibilidad de los recursos ecosistémicos ofrecidos por estos ecosistemas, como el almacenamiento de carbono y la regulación climática (Berenguer et al., 2014; Malhi et al., 2014).

En los bosques tropicales, los incendios forestales generalmente afectan los combustibles de la superficie, por lo tanto, es importante conocer la composición, disposición y humedad de las cargas de combustible, así como la del bosque en general, para predecir el comportamiento del fuego y la posible participación de los llamados combustibles verdes (Cochrane (2003). La presente investigación resulta importante para contribuir al conocimiento de los efectos de los incendios en bosques tropicales de alta montaña, específicamente en los Robledales, y su influencia en las cargas, composición y estructura de los combustibles, que pueden incidir en la susceptibilidad de los bosques a futuros incendios de mayor severidad e intensidad.

6. Pregunta de investigación e Hipotesis

1. ¿Como influncian los incendios forestales la composición y estructura del combustible vegetal en los robledales de alta montaña?
2. ¿Cuál es la relación entre las cargas de combustible muerto y los incendios forestales en los robledales de alta montaña del SFF de Iguaque?
3. ¿Como se relacionan los rasgos funcionales asociados a la inflamabilidad de la biomasa en los robledales de alta montaña?

Hipotesis

- Los robledales quemados pierden especies, principalmente en el sotobosque, y presentan alteración en su estructura, perdiendo fustales por volcamiento con el paso del tiempo.

- Los robledales que han sufrido eventos de fuego en los últimos años presentan mayores cargas de combustibles (necromasa) que los bosques conservados.
- Los rasgos funcionales de la biomasa dominante aportan una mayor inflamabilidad al bosque.

7. Objetivos

Analizar los impactos de los incendios forestales sobre las características del combustible vegetal de los robledales del Santuario de Flora y Fauna de Iguaque.

- Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible vegetal en robledales afectados y no afectados por incendios.
- Cuantificar las cargas de combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.
- Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa dominante en robledales afectados y no afectados por el fuego

8. Metodología

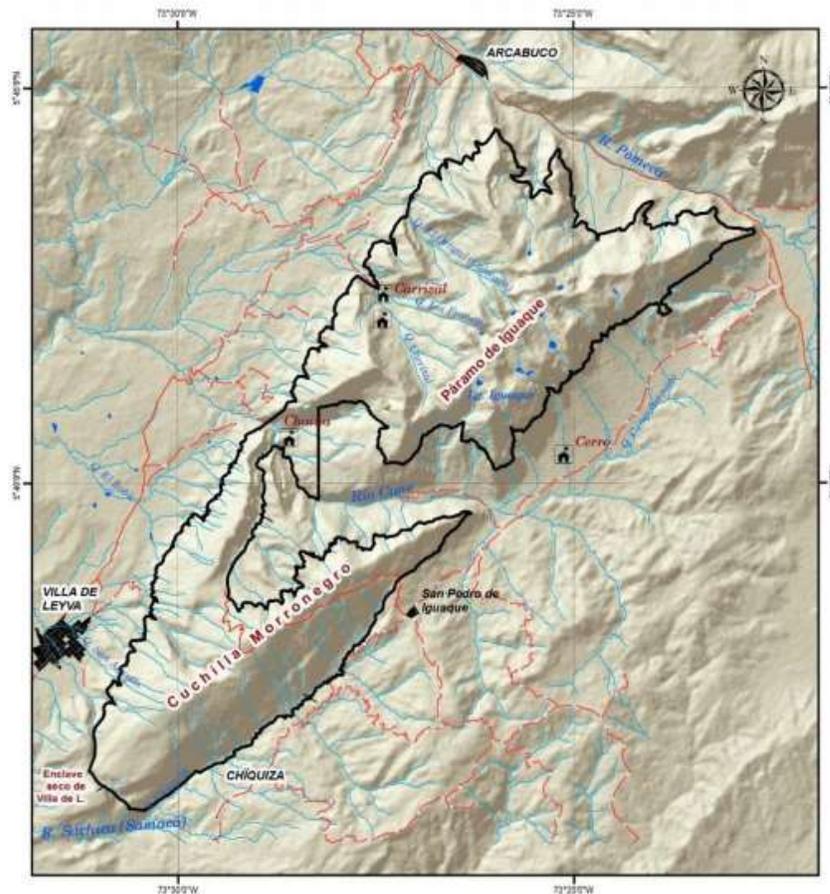
A continuación, se presenta el desarrollo metodológico alcanzado para cumplir con cada uno de los objetivos específicos propuestos en la presente investigación.

8.1. Área de estudio

El Santuario de Fauna y Flora de Iguaque de acuerdo a lo reportado en el Plan de Manejo del Santuario para el periodo 2017-2022 como se muestra en la Figura 1 , está ubicado al extremo sur de la cordillera oriental (Avella & Cardenas, 2010) entre el corredor comúnmente llamado Iguaque- Guantiva – La Rusia (Pasquis, 2016) se encuentra en el

departamento de Boyacá entre los municipios de Villa de Leyva, Arcabuco y Chíquiza, abarcando 16 veredas, el primer municipio tiene una mayor ocupación de área por parte del Santuario con el 40,9% que es equivalente a 2.835 ha, seguido de Chíquiza con el 37,9% y Arcabuco con el 21,2% (Villarreal et al., 2017) para un total del área protegida de 6.923 hectáreas (Gamarra et al., 2017)(Ver Figura 2).

Figura 1 Ubicación geográfica del SFF Iguaque

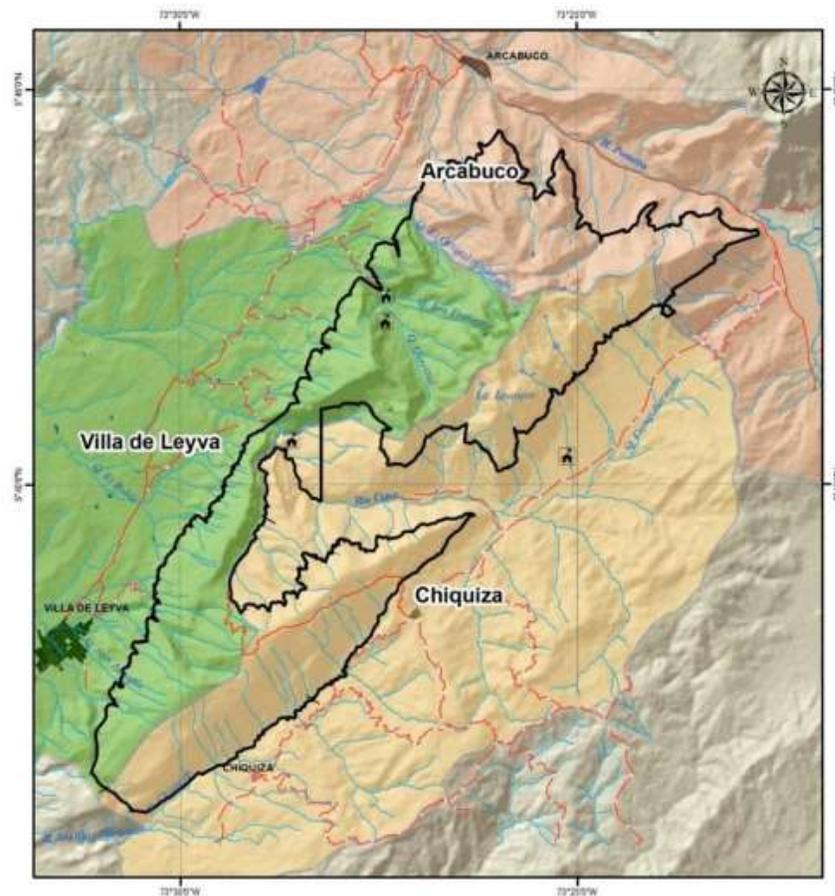


Fuente: Plan de Manejo del SFF Iguaque 2017-2022

En la zona se diferencian dos áreas principalmente, la zona sur que ha sido afectada por varias actividades antrópicas y ganaderas y la ocurrencia de incendios forestales al ser más seca, con algunas variables de vegetación de paramo, como la presencia de frailejones, sin embargo esto se debe más a un proceso de paramización que a una ocupación natural de la vegetación, aquí se registra una altitud entre los 3.000 y 3.200 msnm, esta zona está caracterizada por una franja andina que ocupa cerca del 33,6% y

una alto andina con el 22,1%, por su parte el subpáramo ocupa el 26,8% y el páramo propiamente dicho ubicado en la zona norte del Santuario ocupa el 17,5%, estas franjas altitudinales fueron clasificadas de acuerdo al PMA (2017-202, con base a los gradientes altitudinales de (Rangel-Ch, 2000), para la zona norte se reporta un gradiente de humedad entre los 650 y 2800 mm/año (Pasquis, 2016).

Figura 2 División municipal del SFF Iguaque



Fuente: Plan de Manejo del SFF Iguaque 2017-2022

En cuanto a la precipitación media mensual multianual, el PMA (2017-2022) reporta para el área de estudio un comportamiento de lluvias de régimen bimodal es decir dos periodos secos y dos de precipitaciones alternadamente, los periodos lluviosos abarcan los meses de marzo a mayo y entre septiembre y noviembre, incluso parte de diciembre y los periodos

secos corresponden a los meses entre diciembre y febrero y junio y agosto. La precipitación se incrementa cuando se avanza al Noreste, para el caso de Villa de Leyva se reporta una precipitación de 683 mm, para Arcabuco de 1.853 mm y para Chíquiza de 833 mm. En cuanto a la temperatura el Plan de Manejo reporta 15°C a los 2.400 msnm y 5°C a los 3.8000 msnm, siendo julio el mes con las temperaturas medias más bajas y septiembre con las más altas.

El Santuario pertenece al área hidrográfica Magdalena- Cauca, en la cuenca del río Sogamoso, subzona hidrográfica del río Suarez, formando pequeñas quebradas como Chaina, La Colorada, San Pedro, La Hondura y Mamarramo, puntos de abastecimiento para los municipios circundantes (T. M. González et al., 2018; Villarreal et al., 2017).

La zona más afectada por incendios forestales corresponde a la zona sur con representatividad del sistema xerófito, se presenta sucesión vegetal como resultado de la ocurrencia frecuente de incendios forestales (1993, 2003, 2010, 2012 y 2015) principalmente causado por actividades de cacería (Pasquis, 2016), generando un paisaje degradado caracterizado por déficit de humedad ambiental (< 850 mm/año). Esta zona se caracteriza por suelos superficiales, pedregosos y relieves fuertes con pendientes superiores a 60. En cuanto a la vegetación predominan herbazales y arbustales, así como gramíneas invasoras como *Melinis repens*, *Melinis minutiflora* y *Andropogon lehmanii* (Villarreal et al., 2017).

Los robledales del corredor Iguaque- Guantiva – La Rusia de acuerdo con Avella & Cárdenas (2010) ocupa un área de 141.293 ha., de las cuales cerca de 12.000 están bajo alguna figura de área protegida, abarcando el Santuario de Fauna y Flora Guanentá–Alto Río Fonce, Santuario de Fauna y Flora de Iguaque, Parque Natural Municipal “Robledales de Tipacoque”, Parque Natural Municipal “La Ranchería”, Reserva Forestal “El Peligro” y la Reserva Biológica Cachalú, entre otras.

El páramo presenta composición florística de alta riqueza de especies pertenecientes a la familia Asteraceae y Poaceae. Para formaciones vegetales se puede encontrar pastizales de *Calamagrostis* exclusivos, pero también combinados con *Espeletia* y *Espeletiopsis*, estas formaciones comparten también con otros grupos como bosques de *Weinmannia* y arbustales dominados por Ericaceae como el *Arcytophilyum nitidum* y *Hypericum junipericum* (Villarreal et al., 2017).

En cuanto a fauna se reporta la presencia del Águila real o de páramo (*melanoleucus meridensis*), Venado soche (*Mazama rufina*), Fara (*Didelphis albiventris*), Conejo de páramo (*Sylvilagus brasiliensis*), Venado coliblanco (*Odocoileus virginianus*), entre otros (Villarreal et al., 2017).

La economía de estas zonas se basa en la producción pecuaria y ganadera, así como cultivos de papa, maíz, arveja, frijol, caña de azúcar, tabaco, tomate, cebolla principalmente empleados para subsistencia y ocasionalmente para venta. Dentro del área protegida se llevan a cabo actividades turísticas, relacionadas en mayor proporción a eventos en zonas aledañas como es el Festival de la Cometa (Villarreal et al., 2017)

8.2. Diseño de muestreo

Se establecieron 12 parcelas en los robledales del Santuario de Fauna y Flora de Iguaque, seis (6) en zonas de bosque no quemado y seis (6) de bosques quemados en el año 2015, realizando dos monitoreos, el primero en el año de establecimiento y el segundo en el año 2019.

Cada una de las parcelas muestreadas tiene un área de 900 m² (30m * 30 m), donde se muestrearon los fustales, de acuerdo a lo propuesto por Salazar et al., 2020, a su vez al interior de estas parcelas se establecieron 4 subparcelas de 25 m² para la medición de latizales, y parcelas de 4m² para la toma de datos de los brinzales, finalmente se realizó el conteo de renuevos en parcelas de 1m², así como la estimación del porcentaje de coberturas.

Además, en cada una de las parcelas muestreadas se realizó un transecto de Brown para la toma de muestras de combustibles muertos, clasificándolos de acuerdo a su tiempo de retardo, asociado al diámetro de cada muestra leñosa con intersección en el transecto.

Adicional se colectaron muestras botánicas, de acuerdo con los protocolos establecidos para las colecciones biológicas, para su posterior identificación en el Herbario de la Universidad Nacional de Colombia por medio de claves taxonómicas y comparación de ejemplares. Finalmente, con esta información se realizó el posterior análisis de composición y estructura de los robledales del Santuario de Iguaque.

8.3. Fase de campo y laboratorio

8.3.1. Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.

Para determinar la composición de la biomasa de los robledales, se estratificó verticalmente la vegetación, definiendo cuatro estratos clasificados como fustales, latizales, brinzales, renuevos y otros tipos de vegetación. Finalmente, se registraron el porcentaje de cobertura de la vegetación y las variables correspondientes a cada categoría, como se muestra en la Tabla 1, esta metodología fue adaptada de la propuesta realizada por Rangel en 1994.

Tabla 1 Variables de la vegetación a medir

Categoría de Tamaño	Variables	Unidades
Fustales DAP > 10 cm	Diámetro a la altura del pecho	cm
	Altura Total	m
	Altura de la primera rama	m
	Diámetros de la copa	m
	Vivo/muerto	-
Latizales DAP < 10 cm Altura total > 1.5 m	Diámetro	cm
	Altura total	m
Brinzales DAP < 10 cm Altura total entre 0.3 m y 1.5m	Altura total	m
Renuevos DAP < 10 cm Altura total < 0.3 m	Conteo de individuos por especie	Nº
Otro tipo de hábitos	Habito	-
	Altura	m
	Número de individuos	Nº

Categoría de Tamaño	Variabes	Unidades
Cobertura de la vegetación	Porcentaje	%
	Altura	cm

8.3.2. Cuantificar las cargas de combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.

La cuantificación de las cargas de combustible en los robledales del santuario se realizó por medio del establecimiento de transectos de 20 m, en cada una de las parcelas de vegetación, clasificando los desechos leñosos finos y gruesos donde intercepta el plano de muestreo por encima o por debajo de los borde de la cinta guía, conforme a los métodos de Brown, cada pieza se clasificó en su clase de combustible: 1h,10h,100h,1000h (J. Brown & See, 1981; Lutes, 2006), A continuación, se especifica en más detalle las variables a medir.

Tabla 2 Método para la medición de combustible leñoso muerto

Combustible por tiempo	Rango de diámetro	Distancia de colecta	Variabes medidas
1 hora	0 – 0.6 cm	0 m a 2 m	Peso Húmedo y peso seco (g)
10 horas	0.6 - 2.5 cm	0 m a 2 m	
100 horas	2.5 – 8 cm	0 m a 5 m	Diámetro (cm), dureza de la madera, peso (g) y espesor (cm).
1000 horas	➤ 8 cm	0 m a 20 m	

Fuente: Lutes (2006)

Para los combustibles de mayor diámetro, es decir los de 100 y 1000 horas se tomaron muestras de 3 cm de espesor para cada pieza identificada para posteriormente cuantificar su peso húmedo, su peso seco y su volumen. De manera paralela se tomaron muestras de todas las clases de combustible, almacenándolas en bolsas de cierre hermético para ser procesadas en laboratorio. Las muestras colectadas se hidrataron con agua durante 8

días para calcular el peso húmedo, luego se dejaron en el horno a 72°C durante 48 horas para calcular el peso seco (Lutes, 2006).

8.3.3. Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa

Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a la inflamabilidad de la biomasa dominante con base al análisis de composición y estructura, se seleccionó la especie más abundante de los bosques estudiados, que en este caso fue el *Quercus humboldtii*. Posteriormente, se recolectaron 10 individuos adultos de cada especie por parcela, tanto en los robledales quemados como en los no afectados, representando el 80% de la abundancia total. Estos individuos fueron utilizados para medir los rasgos vegetativos de acuerdo con el protocolo establecido por Garnier et al., 2001. Se seleccionaron 10 hojas, teniendo en cuenta la mayor exposición al sol y sin daños por herbívoros u otros agentes perjudiciales. Las muestras fueron almacenadas en bolsas herméticas para evitar la deshidratación, y se mantuvieron en el refrigerador durante un máximo de 48 horas para prevenir la formación de hongos (Garnier et al., 2001).

Posteriormente, siguiendo los métodos empleados por Babl *et al* (2019), se procedió a medir una serie de variables relacionadas con las hojas, tales como el espesor, el peso húmedo, el peso seco, el área foliar, el área foliar específica, la masa seca, el contenido foliar de materia seca, la densidad del tejido foliar y el volumen. Los cálculos para cada uno de estos rasgos se presentan en Tabla 3

Tabla 3 Método de cálculo para rasgos foliares

Rasgo	Método	Unidades
Espesor	Se tomará con calibrador digital en el punto de la vena media y el borde y otra medida perpendicular a la vena para promediar los dos valores.	mm
Peso Húmedo	Se refiere al peso fresco de cada hoja y está dado en gramos.	g
Peso Seco	Se refiere al peso de la hoja deshidratada y este dado en gramos.	g

Área foliar	Se calcula mediante el uso de un medidor digital de área, para este estudio se utilizará el software ImageJ.	cm ²
Área foliar específica	Se calcula dividiendo el área foliar en el peso seco.	cm ² /gr
Masa seca	Se calcula entre la relación del peso seco por mil.	mg
Contenido foliar de materia seca	Se calculará dividiendo el peso de la hoja húmeda por el peso seco	mg/g
Volumen	Se calcula como el espesor de la hoja multiplicado por la superficie unilateral	cm ³

Fuente: Adaptado de (Babl et al., 2020)

8.4. Análisis Estadístico

8.4.1. Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.

8.4.1.1. Índice de valor de importancia ampliado

Para el cálculo del índice de valor de importancia de las especies en el área de estudio, se tuvo en cuenta la abundancia, dominancia y frecuencia de las especies, también se realizó el cálculo de la posición sociológica, en combinación con los cálculos para la regeneración natural, de acuerdo a las categorías de tamaño establecidas por (Finol, 1971). Esto permitió obtener el índice de valor de importancia ampliado (Blanquet, 1979).

8.4.1.2. Diversidad del combustible vivo

Curvas de rarefacción

Para caracterizar los cambios en los combustibles vegetales vivos del área de estudio, se comparó la riqueza de especies mediante la interpolación y extrapolación de las curvas de rarefacción para cada uno de los estratos en los bosques quemados y no quemados (A. Chao & Jost, 2012). Además, se utilizaron para evaluar la eficiencia del muestreo, empleando la abundancia de las especies muestreadas por estrato, año y tipo de bosque, utilizando los paquetes Hsieh, Ma y Chao 2016 del Software R.

Índices de diversidad

Para calcular la riqueza y los índices de diversidad de Shannon y C.D. Simpson, se utilizó el software INFOSTAT 2017. Para analizar la variabilidad temporal y las diferencias de diversidad del combustible vegetal vivo entre los bosques quemados y no quemados, se construyeron modelos lineales, generales y mixtos. Se incluyeron como efectos fijos el año, la categoría de tamaño y el tipo de bosque, así como la interacción entre estos efectos. Se consideraron las parcelas como efectos aleatorios. Para la selección del modelo, se tuvo en cuenta el criterio de Akaike (AIC). Se realizó una prueba DCG con un nivel de significancia de 0.05.-

8.4.1.3. Composición del combustible vivo

ANOSIM y NDMS

Se realizó el análisis de similitud de la matriz de abundancia de especies por tipo de bosque y periodo, con un valor de $p= 0.05$, para esto se utilizó el paquete Vegan del software R versión 4.3.1.

"NDMS" se traduce como "Non - metric multidimensional scaling", es una técnica estadística utilizada en el análisis de vegetación para visualizar e interpretar patrones de similitud o disimilitud entre comunidades de plantas basados en datos de composición de especies. Los gráficos de ordenación NDMS representan las relaciones entre muestras o sitios en un espacio multidimensional, donde las distancias entre los puntos reflejan su similitud o disimilitud en términos de composición de especies. Es una herramienta útil para

explorar y comparar datos de vegetación, identificar tipos de comunidades y detectar gradientes ambientales o perturbaciones que puedan influir en la composición de las comunidades de plantas.

Especies Indicadoras

En este estudio se realizó un análisis de especies indicadoras (Dufrene & Legendre, 1997), utilizando la librería Indicspecies del Software R, versión 4.3.1, para definir la acumulación de las especies en cada categoría de tamaño, en los dos tipos de bosque y en los dos años de estudio.

8.4.1.4. Estructura del combustible vivo

Biomasa y captura de carbono

El combustible vivo (biomasa) se caracterizó a partir de la medición de la vegetación, (Ager et al., 2014), y se cuantificó la biomasa por hectárea para cada uno de los bosques y el año, a partir de la ecuación alométrica propuesta por (Chave et al., 2014), como se muestra a continuación:

$$AGB = 0.0673 * (dD^{2H})^{0.976}$$

Donde:

AGB= Biomasa aérea

d= Densidad de la madera para cada especie

D= Diámetro a la altura del pecho

H= Altura total del árbol

La captura de carbono se calculó a partir de multiplicar la biomasa por el factor 0.531 (Gonzalez et al., 2020)

Mortalidad

Se generaron modelos lineales generalizados y mixtos a partir del Número de individuos muertos en cada año por tipo de bosque, seleccionando el modelo a partir del criterio de akaike, observando las diferencias significativas con un p value inferior a 0.05.

También se calculó la tasa de mortalidad y el coeficiente exponencial de mortalidad, aplicando las siguientes formulas (Mosquera et al., 2009):

$$C = \left(\frac{\ln \left(\frac{N_0}{N_s} \right)}{t} \right) * 100$$

Donde:

C = Coeficiente exponencial de mortalidad

N₀ = Número de individuos vivos inventariados en el primer año

N_s = Número de individuos vivos en el segundo año de muestreo

t = Intervalo de tiempo en años, transcurrido en los dos inventarios

$$r = (1 - (N_s/N_0))^{1/t} * 100$$

Donde:

r = Tasa de mortalidad

N₀ = Número de individuos vivos inventariados en el primer año

N_s = Número de individuos vivos en el segundo año de muestreo

t = Intervalo de tiempo en años, transcurrido en los dos inventarios

Estructura del combustible vegetal de habito herbáceo

Para analizar las diferencias en relación con la presencia de *Pteridium aquilinum* se construyeron varios modelos lineales, generales y mixtos para variable de N° de individuos de la especie seleccionando los modelos de análisis a partir del criterio Akaike.

8.4.2. Cuantificar las cargas de combustible en robledales afectados y no afectados por incendios.

Se realizaron modelos lineales, generales y mixtos en el software INFOSTAT para analizar la variabilidad y las diferencias en relación a la acumulación de detritos a partir del cálculo de volumen con la siguiente formula (J. K. Brown, 1971) :

$$V = L * \left(\sum \frac{\pi^2 * ni * di^2}{8} + \sum \frac{mi * ti * wi * \pi}{2} \right) * C$$

Donde:

V= Volumen (m³)

L= Longitud del transecto (m)

Ni= Número de intersecciones de piezas cilíndricas por tamaño de clase

Di= Promedio del diámetro

Mi= Número de intersecciones de piezas paralelepípedos por tamaño de clase

Ti= Promedio del diámetro 1

Wi= Promedio del diámetro 2

C= Corrección de pendiente

$$C = \sqrt{1 + \frac{\% \text{Pendiente}^2}{100}}$$

Para los efectos fijos del modelo se tomó el año y el tipo de bosque, así como su interacción, como efecto aleatorio se incluyeron las parcelas, para la selección del modelo se tuvo en cuenta el criterio Akaike (AIC). Utilizamos una prueba DCG con un nivel de significancia 0.05.

8.4.3. Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa

Para analizar las diferencias en relación con la variabilidad en rasgos foliares de diferentes individuos tanto en parcelas quemadas y no quemadas se utilizó el Software INFOSTAT 2017, generando varios modelos generales, lineales y mixtos, a partir de variables como peso húmedo, peso seco, espesor, área foliar, volumen, corteza y densidad, seleccionando aquel con el criterio de Akaike menor.

9.Resultados

9.1 Caracterizar los cambios en la composición y estructura del combustible

La composición de los bosques muestreados fue agrupada en tres categorías de tamaño, los fustales, los latizales y los brinzales, sin embargo, también se incluyeron análisis en relación con la presencia del helecho *Pteridium aquilinum*, que fue la especie dominante en el hábito herbáceo. Para el caso de los fustales el *Quercus humboldtii*, *Clusia multiflora* y *Viburnum triphyllum* son las especies más representativas, mientras que para los latizales resaltan especies como *Myrcianthes rhopaloides* para el 2018 con una abundancia del 11.37%, disminuyendo para el 2019 al 1.4% por el contrario, para el 2019 la especie más abundante corresponde a *Viburnum triphyllum* con 11.51%, que también fue relevante en el 2018 con el 10.44%.

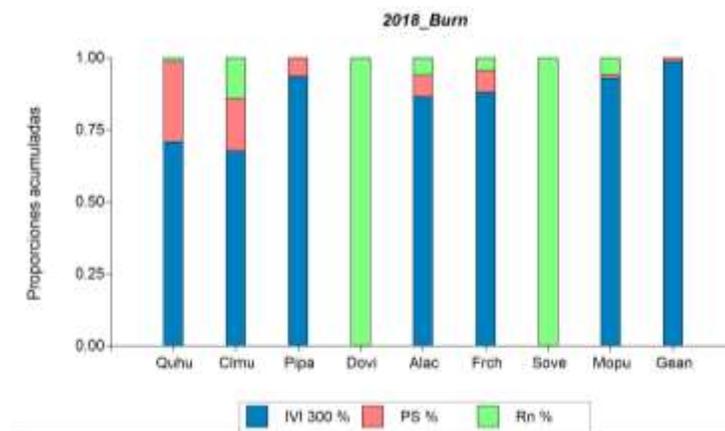
Para el caso de los brinzales, en el 2018 las especies más abundantes corresponde a *Dodonaea viscosa* y *Stevia lucida*, mientras que para el 2019 la *Ageratina* sp y la *Myrsine pellucida* con el 8.3% y 5.8% respectivamente. Frente a los renuevos para el 2018 *Viburnum triphyllum* y *Clusia multiflora* fueron las especies más abundantes con el 15.7% y el 13%, mientras que en el 2019 destacan el *Oxalis* sp con el 22% y *Peperomia galioides* con el 11.14%. Finalmente, el helecho con mayor abundancia en las zonas de estudio corresponde a *Pteridium aquilinum*.

8.4.4.9.1.1. Índice de valor de importancia ampliado

Respecto al índice de valor de importancia ampliado en los bosques quemados del año 2018, como se presenta en la Figura 3 las especie más importante en relación a la regeneración natural corresponde a *Solanum vestissimum* y *Dodonaea viscosa* con 10.10% y 11.62 % respectivamente, mientras que el *Quercus humboldtii* representa un valor del 4.6 %, sin embargo, en lo relacionado al estrato fustal, presenta la mayor índice de valor de importancia y posición sociológica con 236.77% y 93.29% respectivamente, seguido de la especie *Clusia multiflora* con un IVI de 15.20%, para el caso de IVIA estas dos especies también se mantienen como las especies más importantes aportando a la estructura y composición del bosque con 334.66% y 22,5%.

Además de las especies ya mencionadas, algunas que resaltan por su presencia en los diferentes estratos del bosque corresponden a la *Morella pubescens*, *Alnus acuminata* y *Fraxinus chinensis*.

Figura 3 IVIA en el año 2018 para los bosques quemados



Fuente: elaboración propia

Para el caso de los bosques no quemados, en el soto bosque se destacan especies como *Myrcianthes rhopaloides* con una representación del 12.79%, seguido del *Viburnum triphyllum* con 9.9% y *Quercus humbltdtii* con 6.01%, que a su vez es la especie más representativa en el bosque con 247.05% de IVIA. Otras especies que aportan a la estructura del bosque son el *Oreopanax incisus* y *Clusia multiflora* con 20.47% y 34.18% de índice de valor de importancia ampliado respectivamente, como se muestra en la Figura 4.

Figura 4 IVIA en el año 2018 para los bosques no quemados

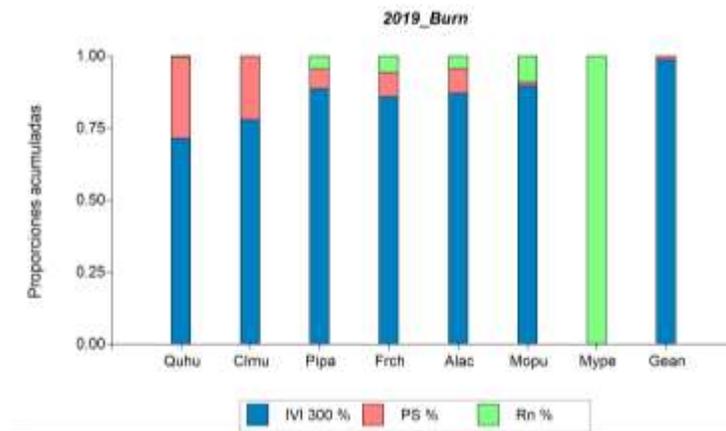


Fuente: elaboración propia

Para el año 2019 la especie *Quercus humbltdii* sigue siendo la especie más representativa en la estructura de los bosques quemados con una disminución en su aporte al sotobosque con un 1.71%, mientras que la especie *Myrsine pellucida* tiene un aporte a la regeneración natural de 9.59% y *Dodonaea viscosa* de 9.28%, especies que no tenían mayor representación en el año 2018.

La *Clusia multiflora* para este año en el sotobosque desapareció, pero aumento en el estrato superior con un 16.38% de IVI, en relación con el IVI ampliado esta especie aporta el 21.05%, seguida del *Pinus patula* con 13.46% y *Fraxinus chinensis* con 10.83%, como se presenta en la Figura 5.

Figura 5 IVIA en el año 2019 para los bosques quemados

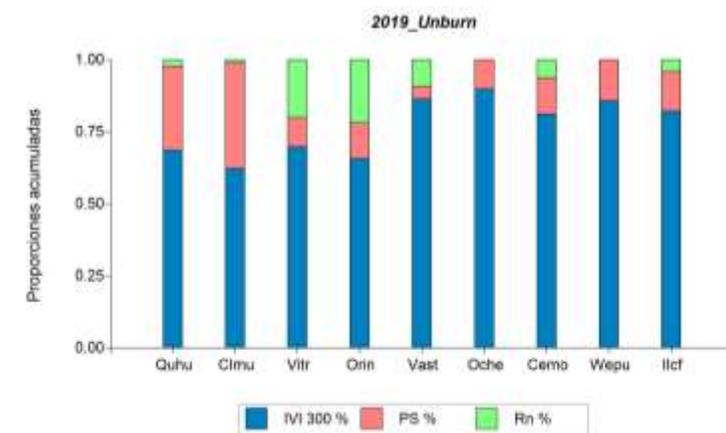


Fuente: elaboración propia

Finalmente, los bosques no quemados del año 2019 mantienen las especies del año 2018, como es el caso del *Quercus humboldtii* y *Clusia multiflora* que sin duda mantienen la estructura y composición del bosque, sin embargo, la *Clusia* no tiene gran representatividad en el sotobosque, con un aporte únicamente del 0.39%, mientras que el *Quercus* mantiene un aporte importante cerca de 5.46%.

Otras especies que tienen importancia en relación con la regeneración natural en este tipo de bosque corresponden al *Viburnum triphyllum* con un aporte de 5.54% y *Oeropenax incisus* con 5.05%, estas dos especies también tiene una representatividad importante en relación con el IVI con 20.38% y 19.20%.

Figura 6 IVIA en el año 2019 para los bosques no quemados



Fuente: elaboración propia

8.4.5.9.1.2. Diversidad del combustible vivo

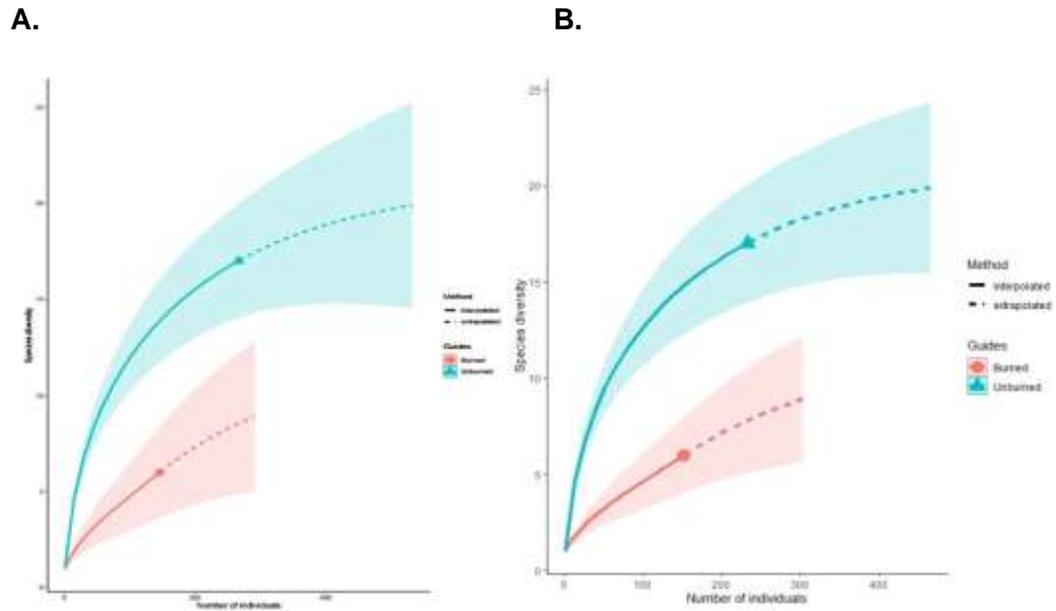
8.4.5.1.9.1.2.1. Curvas de rarefacción

En relación al esfuerzo de muestreo en las curvas de rarefacción de la Figura 7 a la Figura 10 se evidenció que tendieron a alcanzar la asintota, lo que indicó que el esfuerzo de muestreo fue adecuado. La interpolación y extrapolación de las curvas de rarefacción mostraron diferencias entre los estratos, los años y el tipo de bosque. En el caso de los fustales y los latizales, presentados en la Figura 7, se observó mayor diversidad de

especies en las parcelas no quemadas en los dos años de estudio, en comparación con las afectadas por el fuego. Por otro lado, la riqueza de especies fue mayor en los bosques quemados para los brinzales, especialmente en el año 2019.

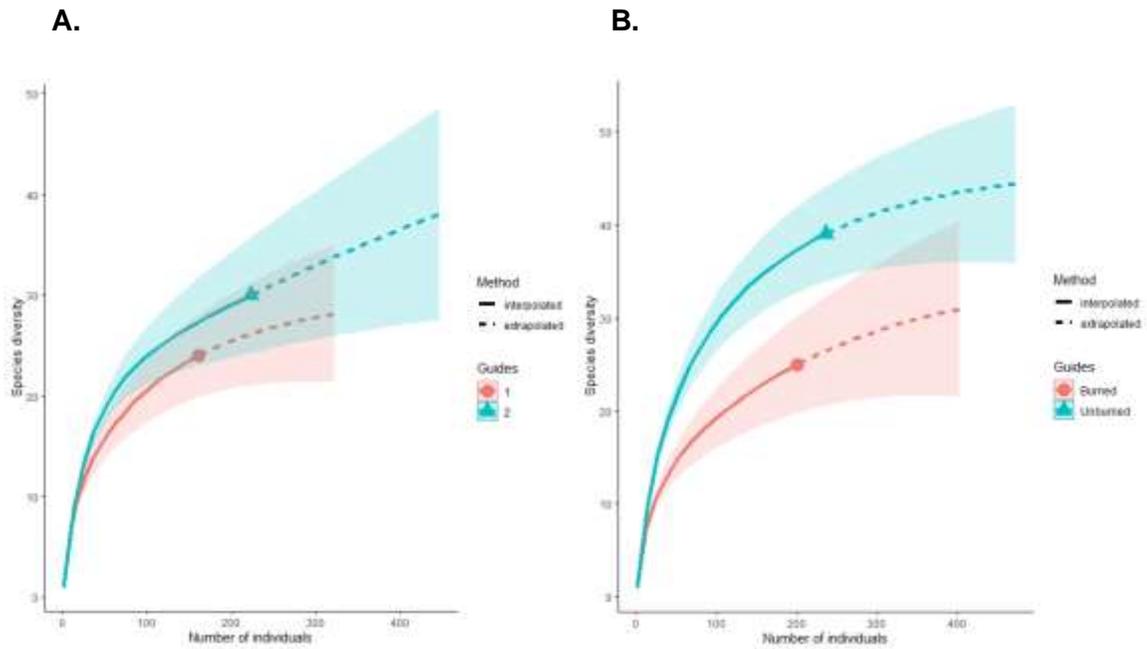
Finalmente, en el caso de los renuevos como se muestra en la Figura 10, para el 2018 los bosques quemados mostraron una mayor diversidad en comparación con los no quemados, aunque esta diferencia no fue significativa. Sin embargo, para el año 2019, la riqueza de especies en los bosques quemados disminuyó.

Figura 7 Curvas de rarefacción para los fustales en los dos años de muestreo



Fustales 2018 B. Fustales les 2019

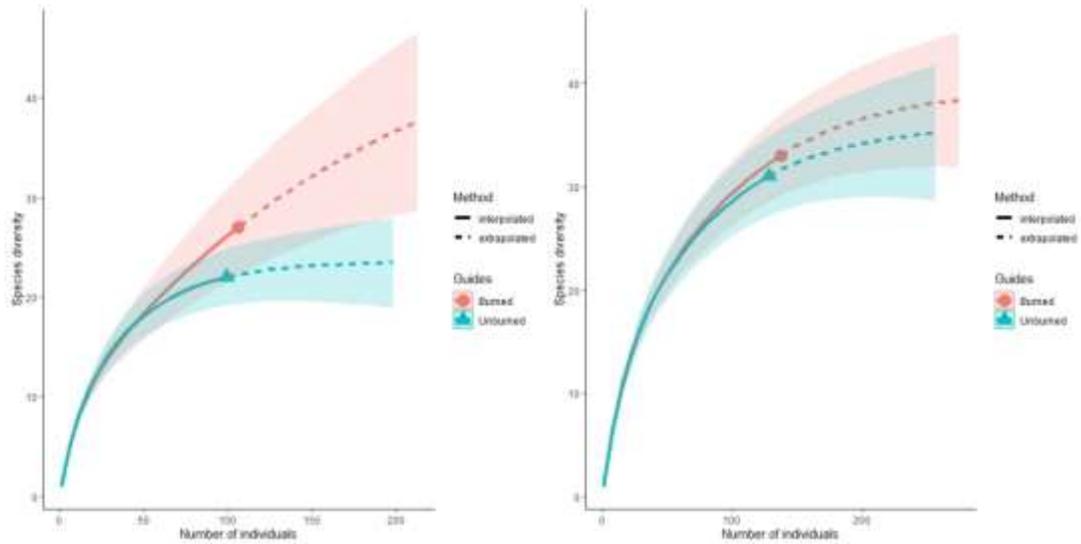
Figura 8 Curvas de rarefacción para los latizales en los dos años de muestreo



A. Latizales 2018 B. Latizales 2019

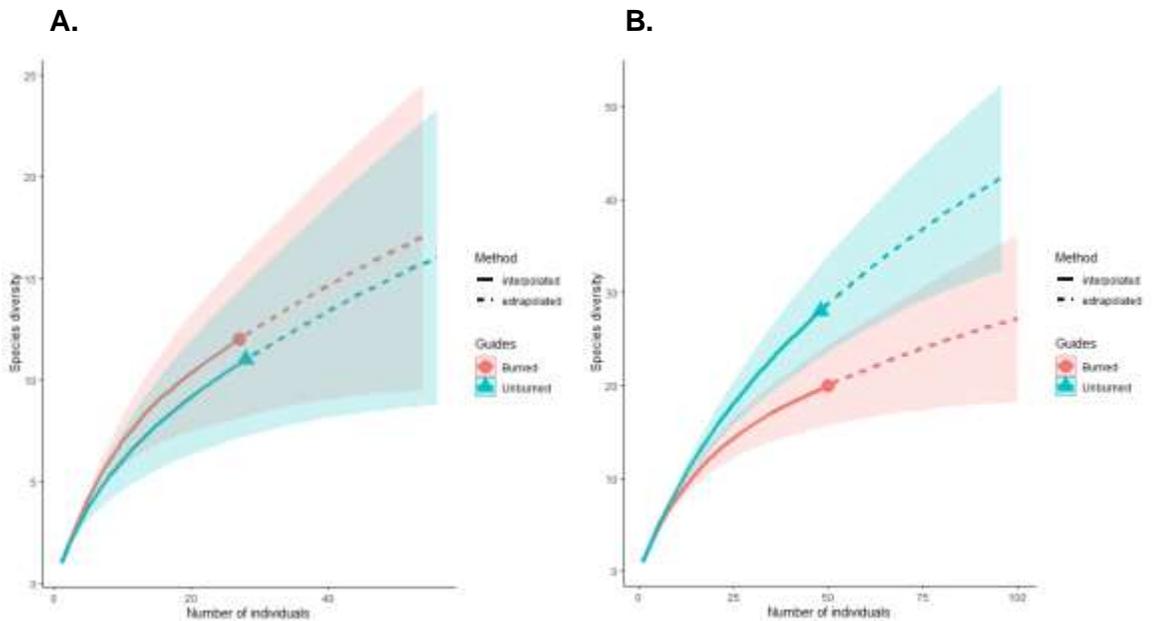
Figura 9 Curvas de rarefacción para los brinzales en los dos años de muestreo

A. B.



A. Brinzales 2018 B. Brinzales 2019

Figura 10 Curvas de rarefacción para los renuevos en los dos años de muestreo



A. Renuevos 2018 B. Renuevos 2019

Índices de diversidad

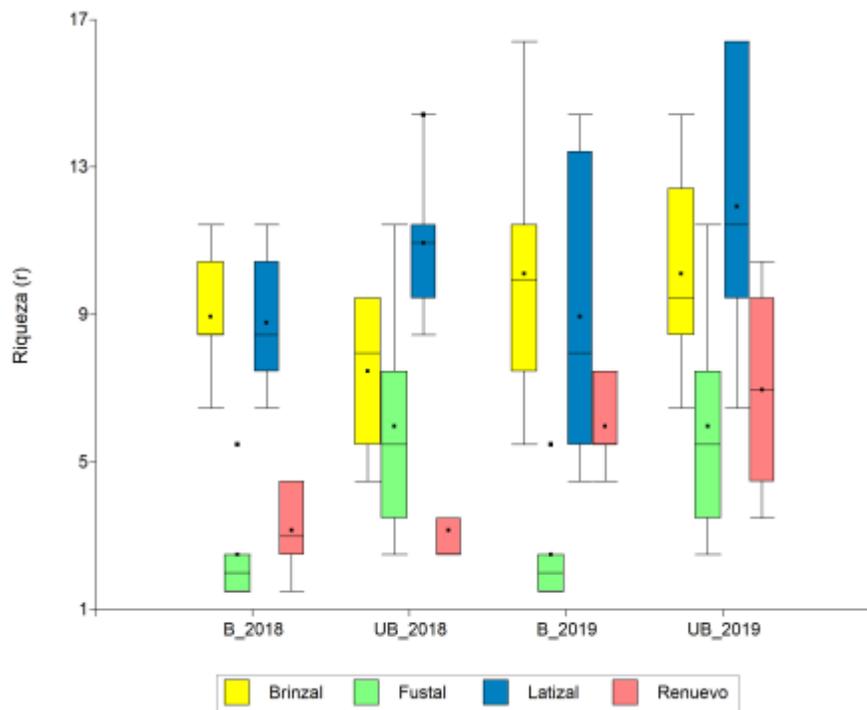
[8.4.5.3.9.1.2.2.](#)

- Índice de Riqueza

De acuerdo al índice de riqueza se presentan diferencias significativas en los efectos entre las variables tipo y categoría con un $p\text{ value} = 0.022$, encontrando que la mayor riqueza se encuentra en los latizales no quemados con una media de 11, mientras que la menor riqueza se presenta en los fustales de los bosques quemados con una media de 2.

Para lo Brinzales en los dos tipos de bosque se presenta diferencia, siendo la riqueza de los bosques quemados más alta con una media de 9.08 con respecto a los no quemados con un valor de 8.33.

Figura 11 Índice de riqueza por categoría y tipo de bosque



Fuente: elaboración propia

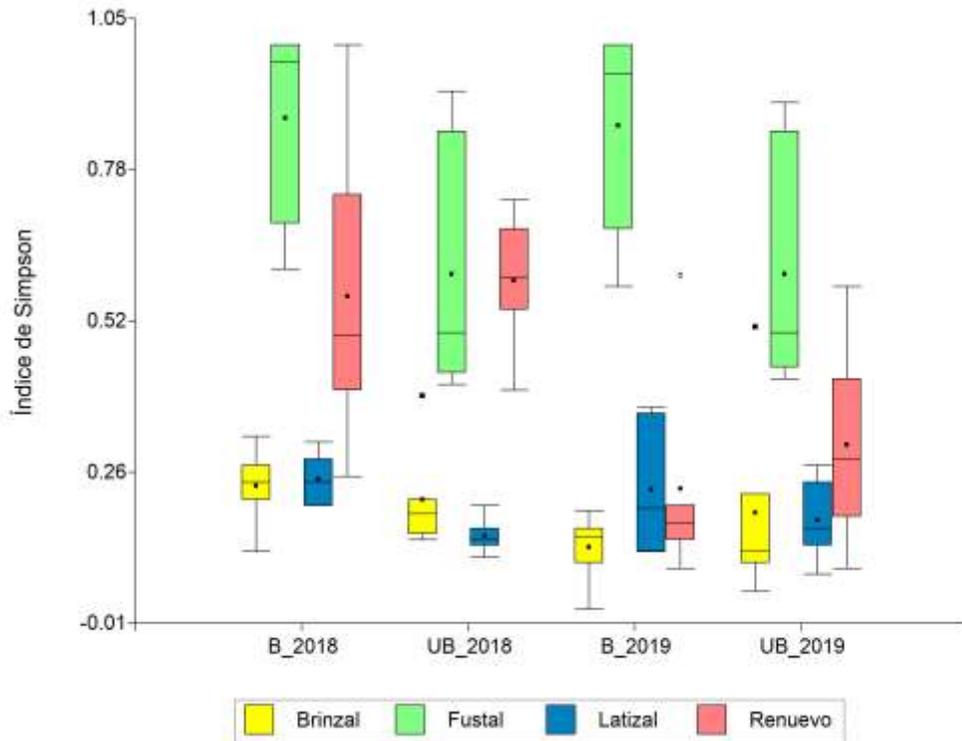
- Índice de Simpson

Con respecto al índice de dominancia de Simpson, se encuentran diferencias significativas en la interacción entre los factores de año y categoría con un $p\text{ value}=0.0021$, Mientras que para la interacción entre tipo y categoría registra un $p\text{ value}=0.0031$.

Para la relación entre año y categoría se evidencia que los fustales en los dos años de estudio presentan una mayor dominancia con una media de 0.74 y 0.73 respectivamente, mostrando diferencias significativas con respecto a las categorías de regeneración natural de los dos años con una media que se encuentra entre 0.58 y 0.16.

Para los renuevos se presentan diferencias entre los años, perdiendo dominancia en el segundo año, pasando de 0.58 en el 2018 a 0.27 en el 2019.

Figura 12 Índice de Simpson para cada categoría y tipo de bosque



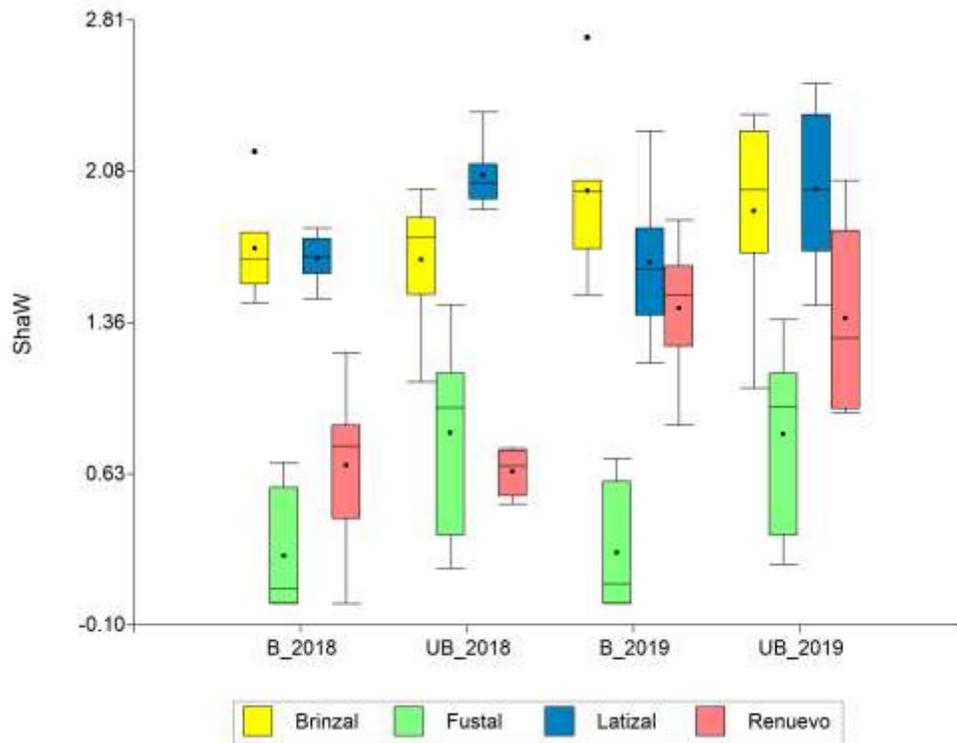
Fuente: elaboración propia

Con respecto a la relación de los factores categoría y tipo de bosque, es evidente en la Figura 12 **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** que los fustales de los bosques quemados presentan mayor dominancia con una media 0.87, con respecto a la dominancia de los bosques no quemados con una media de 0.60. Otro punto relevante en los resultados es la dominancia entre los renuevos y los latizales de los bosques quemados, presentando menor dominancia la categoría latizal con una media de 0.24 con respecto a los renuevos con una media de 0.40 para bosque quemados y 0.45 para los no quemados.

- Índice de Shannon

Frente al índice de diversidad de Shannon se presentan diferencias significativas en dos relaciones de variables la primera entre la categoría y el año con un $p\text{ value} = 0.0011$, y la segunda entre el tipo de bosque y la categoría con un $p\text{ value} = 0.0047$.

Figura 13 Índice de Shannon para cada categoría y tipo de bosque



Fuente: elaboración propia

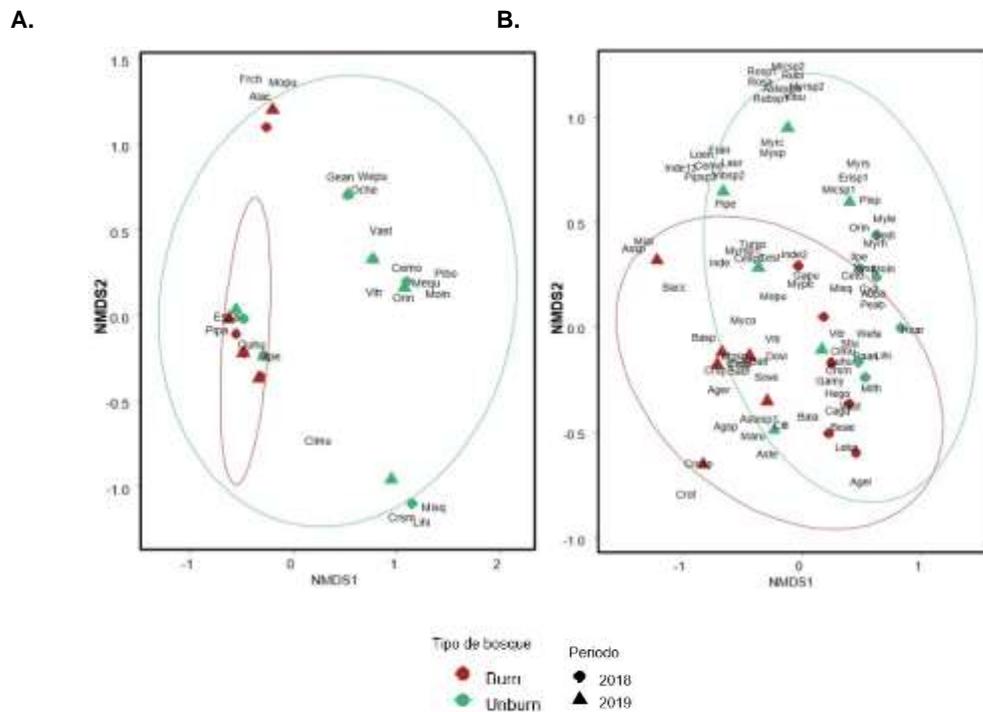
Como se muestra en la Figura 13, para la relación año y categoría se evidencian diferencias entre la regeneración de los dos años de estudio, específicamente en las categorías de brinzales y latizales con respecto a los renuevos, que para el año 2018 presento una media de 0.65, mientras que para el 2019 de 1.40. Por el contrario, los fustales en los dos años presentaron la diversidad más baja con una media de 0.53.

Con respecto a la relación tipo y categoría, la menor diversidad se encuentra en los fustales de los bosques quemados con una media de 0.24, mientras que la más alta corresponde a los latizales de los bosques no quemados con una media de 2.03, seguido de la categoría brinzal para los bosques quemados y no quemados con una media de 1.85 y 1.78 respectivamente.

8.4.6.9.1.3. Composición del combustible vivo

Se encontraron diferencias significativas en la composición en la mayoría de los estratos de vegetación de la regeneración natural con un ANOSIM para el tipo de bosque de (Brinzales $R= 0.2615$ $p= 0.0017$, Renuevo $R= 0.1359$ $p= 0.0165$, Latizal $R= 0.2505$ $p= 0.0015$), mientras que en relación al periodo los valores de ANOSIM calculados son, (Brinzales $R= 0.3735$ $p= 0.0002$, Renuevo $R= 0.2088$ $p= 0.0014$, Latizal $R= 0.4096$ $p= 0.0001$), evidenciando que frente a los años también se presentan diferencias significativas. Respecto a la composición de fustales se evidencian diferencias estadísticamente significativas con relación al tipo de bosque con un $R= 0.3164$ y $p= 0.0006$, mientras que en relación al periodo no es significativamente diferente con un $R= -0.06808$ y $p= 0.9709$. En la Figura 14 se presentan el análisis NMDS que muestra las diferencias en relación con composición para cada categoría de tamaño, agrupando las especies que se comparten a manera de elipse en cada uno de los tipos de bosque muestreados.

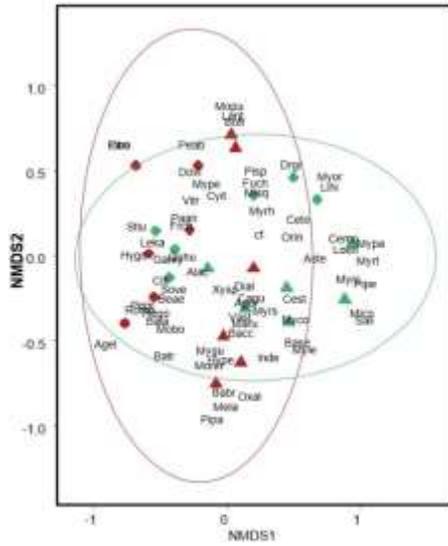
Figura 14 NDMS para cada estrato de la vegetación



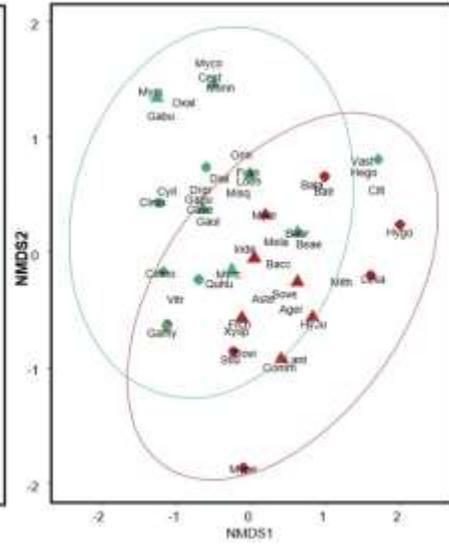
A. Fustales, B. Latizales

Fuente: elaboración propia

C.



D.



B. Brinzales, D. Renuevos

Fuente: elaboración propia

Las especies indicadoras (valores de indicators “stat” y p “value”) para las diferentes categorías de tamaño en los dos tipos de bosque y en los dos periodos de estudio se presentan en Tabla 4, encontrando que el estrato fustal es el unico que no presenta especies indicadoras con un nivel de significancia de 0.05.

Tabla 4 Especies indicadoras por categoría de tamaño

Categoría de tamaño	Año	Tipo de bosque	Especie	Stat	P value
BRINZAL	2018	Quemado	<i>Lepidaploa karstenii</i>	0.83	0.005**
	2018	No quemado	<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	0.781	0.015*
	2019	Quemado	<i>Baccharis sp.</i>	0.782	0.015*
			<i>Ageratina sp.</i>	0.695	0.04*
	2019	No quemado	<i>Myrcianthes sp.</i>	0.816	0.005**
			<i>Disterigma alaternoides</i>	0.707	0.045*
RENUEVO	2019	Quemado	<i>Ageratina sp.</i>	0.745	0.025
LATIZAL	2018	No Quemado	<i>Cybianthus iteoides</i>	0.863	0.005**

Categoría de tamaño	Año	Tipo de bosque	Especie	Stat	P value
			<i>Myrcianthes rhopaloides</i>	0.806	0.035*
			<i>Xylosma spiculifera</i>	0.775	0.02*
			<i>Abatia parviflora</i>	0.707	0.04*
	2019	Quemado	<i>Baccharis sp.</i>	0.764	0.03*
FUSTAL	No presenta especies indicadoras				

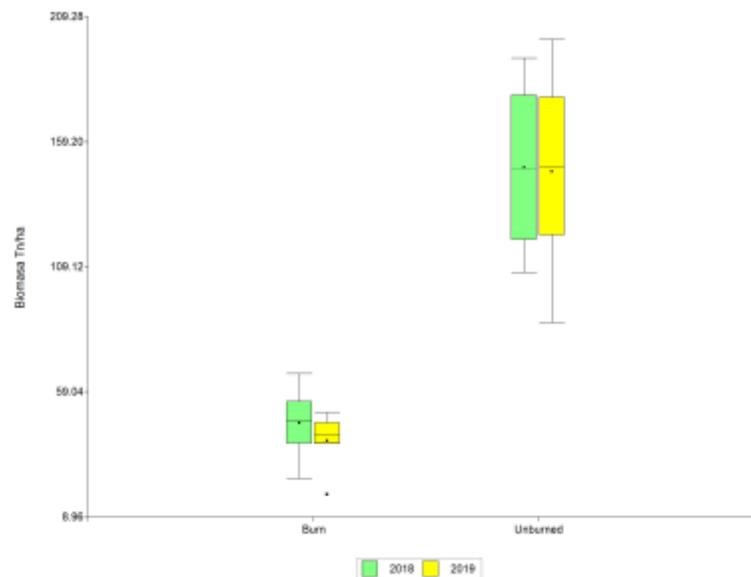
8.4.7.9.1.4. Estructura del Combustible vivo

8.4.7.1.9.1.4.1. Biomasa aérea y contenido de carbono de Fustales

La biomasa aérea de los fustales es evidentemente mayor en los bosques no quemados con relación a los quemados, alcanzando para el año 2018 un total de 894.0065 T/ha y para el 2019 883.73 T/ha. Por su parte los bosques quemados pasaron del 2018 al 2019 de 279.93 T/ha a 237.36, perdiendo cerca de 42.56 T/ha.

Mientras que en términos de tipo de bosque para el 2018 se reportó una diferencia entre bosques quemado y no quemados de 614.07 T/ha y para el 2019 esta diferencia aumento alcanzando las 646.36 T/ha, esto demuestra la degradación a causa del fuego de los robledales estudiados.

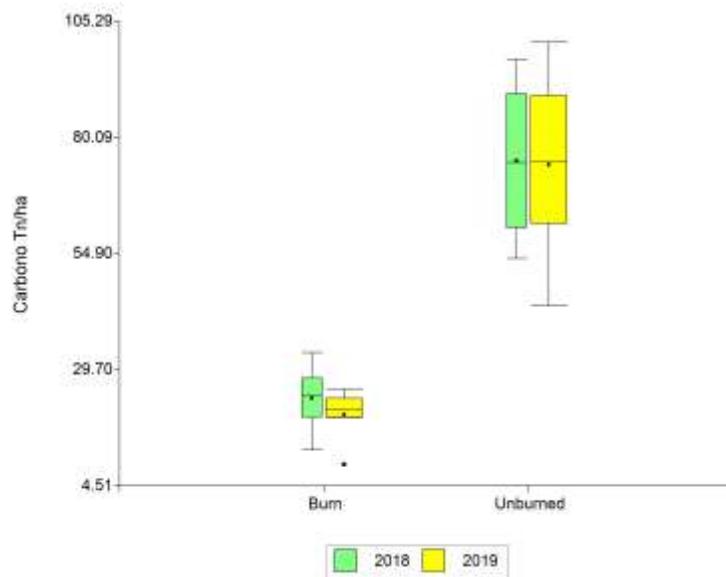
Figura 15 Biomasa por tipo de bosque



Fuente: elaboración propia

De esta manera se evidenciaron diferencias significativas con un p value de 0.0001 entre la biomasa con relación al tipo de bosque, con una media de 148.15 para los bosques no quemados y de 43.11 para bosques quemados como se muestra en la Figura 15. Mientras que el contenido de carbono presenta también diferencias significativas con una media de 74.53 para los bosques no quemados y 21.69 para los bosques quemados.

Figura 16 Contenido de Carbono por tipo de bosque



Fuente: elaboración propia

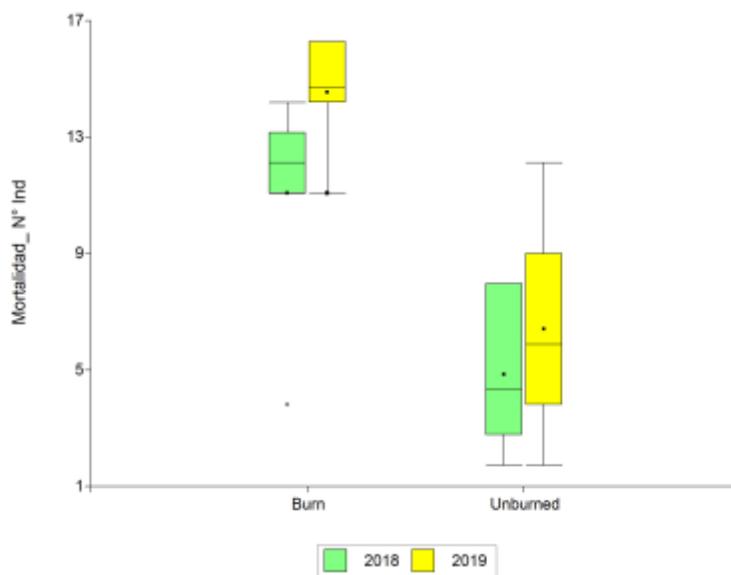
Con relación al contenido de carbono se reportó una diferencia para el año 2018 entre los bosques quemados y no quemados de 308.93 Tn y para el 2019 de 325.18, por su parte los bosques afectados por fuego pasaron de 140.83 Tn en el 2018 a 119.41 Tn en el 2019 con una pérdida de contenido de carbono de 21.41 Tn (ver Figura 16).

8.4.7.2.9.1.4.2. Mortalidad

Las diferencias significativas relacionadas a la mortalidad se presentan únicamente en el tipo de bosque, con un p value de 0.0001, con una media para los bosques quemados de 12.47 y de 5.65 para los no quemados, esto ocurre por la alta muerte de fustales a causa del fuego en este tipo de ecosistemas. Con relación a los años, aunque no se presentan

diferencias significativas con un *p value* de 0.08, la media para el año 2019 corresponde al 9.57, siendo más alta con respecto al año anterior con una media de 7.36.

Figura 17 Mortalidad por tipo de bosque



Fuente: elaboración propia

A partir de lo anterior en la Tabla 5 se presenta el coeficiente exponencial y la tasa de mortalidad para los dos tipos de bosque, teniendo en cuenta el periodo en años entre un inventario forestal y el siguiente, que para el caso de la presente investigación corresponde a uno, encontrando que como sustento a la gráfica anterior la mortalidad es más alta en los bosques afectados por fuego con un coeficiente de 14.62 y una tasa de mortalidad de 13.61%, mientras que en los no quemados es apenas de 3.37%.

Tabla 5 Coeficiente exponencial y tasa de mortalidad

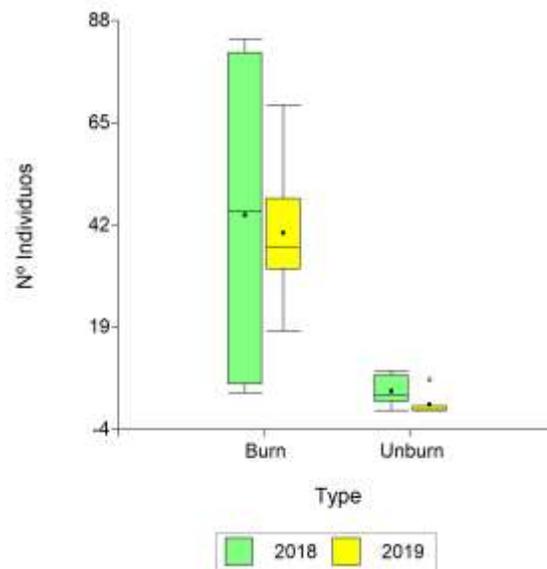
Tipo de bosque	Cálculos de mortalidad	Valor
Quemado	Coeficiente de mortalidad exponencial	14.62
	tasa de mortalidad	13.61%
No Quemado	Coeficiente de mortalidad exponencial	3.43
	tasa de mortalidad	3.37%

9.1.4. Estructura del combustible vegetal de habito herbáceo

Con respecto al Helecho marranero (*Pteridium aquilinum*), los bosques quemados evidencian mayor presencia de esta especie como se muestra en la Figura 18, presentando diferencias significativas en el tipo de bosque con un $p\text{ value} = 0.0001$, con una media de 38.49 en los bosques quemados y 1.91 en los no quemados.

Con relación al año, también se presentan diferencias significativas con un $p\text{ value} = 0.005$, mientras que para la interacción entre el año y el tipo de bosque se encontró un $p\text{ value} = 0.01$, evidenciando que no hay diferencias entre el bosque quemado de los dos años, con una media de 40.36 para el 2018 y 36.71 para el 2019, mientras que con respecto a los bosques no quemados si hay diferencias con una media de 3.44 para el 2018 y 1.06 para el 2019.

Figura 18 Presencia de *Pteridium aquilinum* en los tipos de bosque

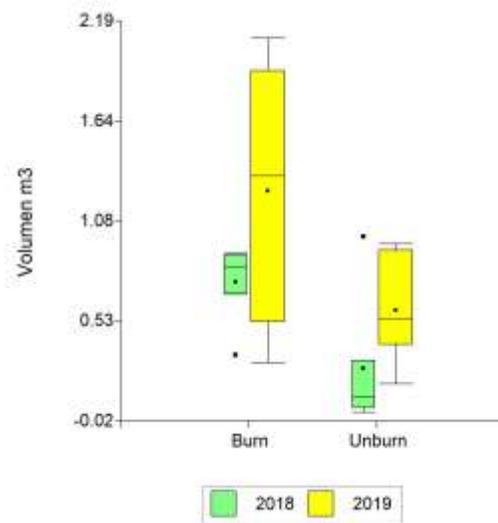


Fuente: elaboración propia

9.2. Cuantificar cargas de combustible

Las Cargas de combustible presentaron diferencias significativas con relación al año y tipo de bosque, con un p value = 0.045 y 0.01 respectivamente, los bosques quemados acumulan la mayor carga de combustibles como se muestra en la Figura 19, con una media de 1 m^3 , mientras que los bosques no quemados 0.43 m^3 . Con respecto al año el 2019 presenta mayor acumulación con una media de 0.92 m^3 , mientras que el 2018 0.51 m^3 .

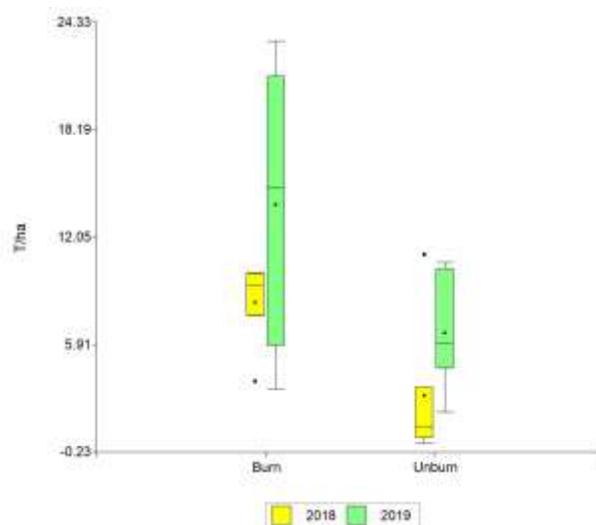
Figura 19 Cargas de combustible por tipo de bosque



Fuente: elaboración propia

Con relación al cálculo de toneladas por hectárea, también se encontraron diferencias significativas respecto al año y tipo de bosque como se muestra en la Figura 20 con un p value = 0.044 y 0.017 respectivamente.

Figura 20 Cargas de combustible en toneladas *hectárea



Fuente: elaboración propia

Los bosques no quemados alcanzaron una acumulación para el año 2018 de 4.49 m³ para llegar al 2019 a los 7.5 m³, es decir se acumularon 3.01 m³ más que en el año anterior. Frente a los bosques no quemados se presenta también una mayor acumulación entre años, pasando de 1.61 m³ a 3.55 m³ en el 2019, sin embargo, sigue siendo mucho menor comparado con los bosques afectados por incendios forestales, con una diferencia de 2.87 m³ entre los dos tipos de bosque en el año 2018 y 3.95 m³ en el 2019, como se evidencia en la Tabla 6.

Tabla 6 Cargas de combustible por tipo de bosque, tiempo de retardo y sanidad

Año	Tipo	Clase	Vol. Sanos (0.09 ha)	Vol. Podridos (0.09 ha)	Vol. Total (0.09)	Vol. Sanos Ton/ha	Vol. Podridos Ton/ha	Vol. Total Ton/ha	Volumen promedio Ton /ha
2018	Quemado	1	0.52		0.52	5.82		5.82	8.34
2018	Quemado	10	0.71		0.71	7.93		7.93	
2018	Quemado	100	1.18	0.54	1.71	13.06	5.98	19.04	
2018	Quemado	1000	0.92	0.63	1.55	10.21	7.02	17.23	
TOTAL			3.33	1.17	4.50	37.03	12.99	50.02	
2018	No quemado	1	0.12		0.12	1.30		1.30	2.99
2018	No quemado	10	0.19		0.19	2.16		2.16	
2018	No quemado	100	0.18	0.02	0.20	1.99	0.24	2.23	
2018	No quemado	1000	0.00	1.10	1.10	0.00	12.25	12.25	
TOTAL			0.49	1.12	1.61	5.45	12.49	17.94	

Año	Tipo	Clase	Vol. Sanos (0.09 ha)	Vol. Podridos (0.09 ha)	Vol. Total (0.09)	Vol. Sanos Ton/ha	Vol. Podridos Ton/ha	Vol. Total Ton/ha	Volumen promedio Ton /ha
2019	Quemado	1	0.86		0.86	9.54		9.54	13.92
2019	Quemado	10	1.14		1.14	12.70		12.70	
2019	Quemado	100	1.08	0.79	1.88	12.04	8.80	20.84	
2019	Quemado	1000	2.88	0.76	3.64	31.96	8.48	40.44	
TOTAL			5.96	1.55	7.52	66.25	17.27	83.52	
2019	No quemado	1	0.26		0.26	2.86		2.86	6.58
2019	No quemado	10	0.62		0.62	6.89		6.89	
2019	No quemado	100	0.24	0.75	1.00	2.68	8.39	11.06	
2019	No quemado	1000	0.44	1.24	1.68	4.90	13.80	18.69	
TOTAL			1.56	2.00	3.56	17.32	22.18	39.51	

A continuación, en la Figura 21 y Figura 22 se presenta el aporte de cada tipo de combustible a la carga total de combustible por cada tipo de bosque, encontrando que las piezas de las clases 1000 h y 100 h son las que más aportan al volumen total de combustibles, para los bosques quemados del 2018 acumulan 36.27 ton/ha y para el 2019 61.28 ton/ha.

Figura 21 Cargas el combustible por clase para el año 2018

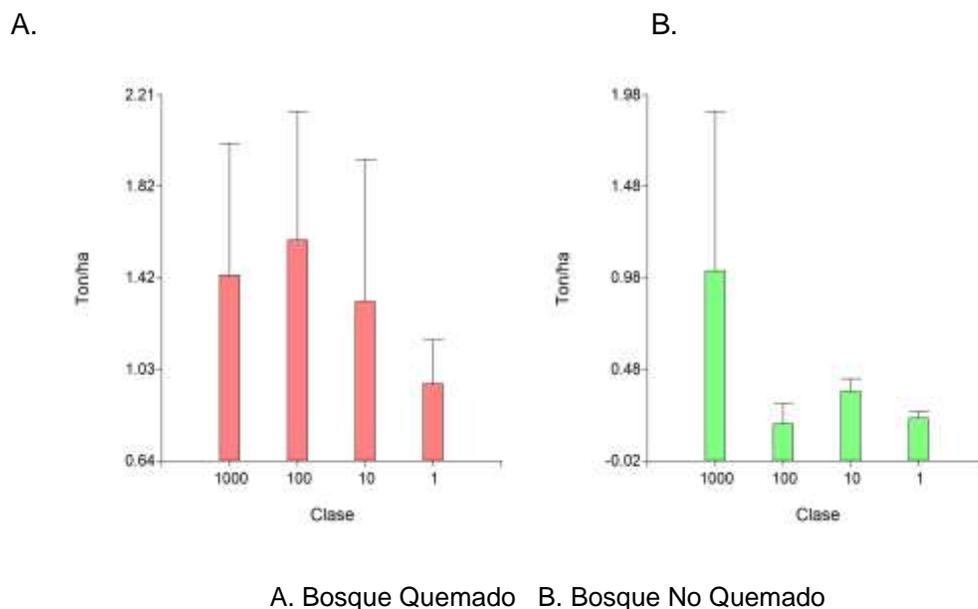
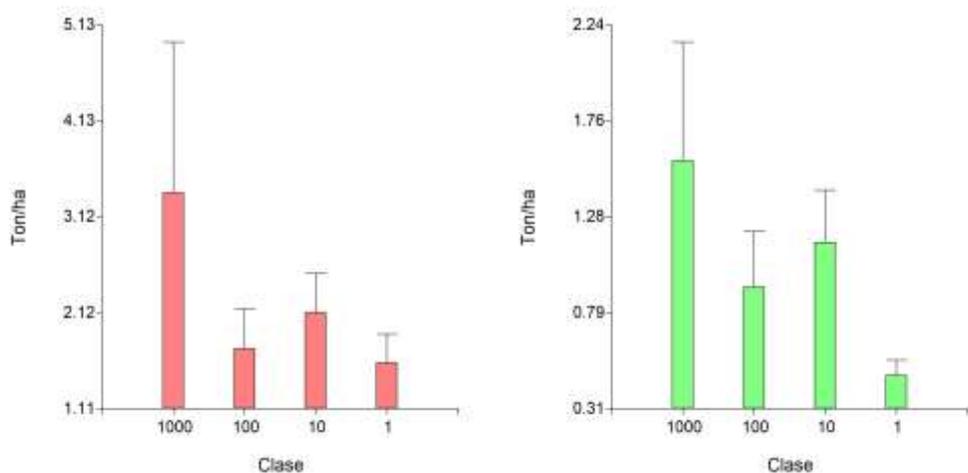


Figura 22 Cargas de combustible por clase para el año 2019



A. Bosque Quemado B. Bosque No Quemado

9.3. Analizar la variabilidad en rasgos funcionales asociados a inflamabilidad de la biomasa

9.3.4. Variabilidad de rasgos foliares

Con relación a los rasgos foliares analizados se presentan los resultados en la Tabla 7, encontrando que variables el área foliar, el volumen y la densidad no presentan diferencias significativas entre los tipos de bosque, sin embargo, rasgos como el espesor si las presentan con un *p value* de 0.01, presentando mayores valores en los bosques quemados, mientras que el contenido de humedad presenta una media mayor en los bosques no quemados.

Tabla 7 Medias y *P value* de rasgos foliares con respecto al tipo de bosque

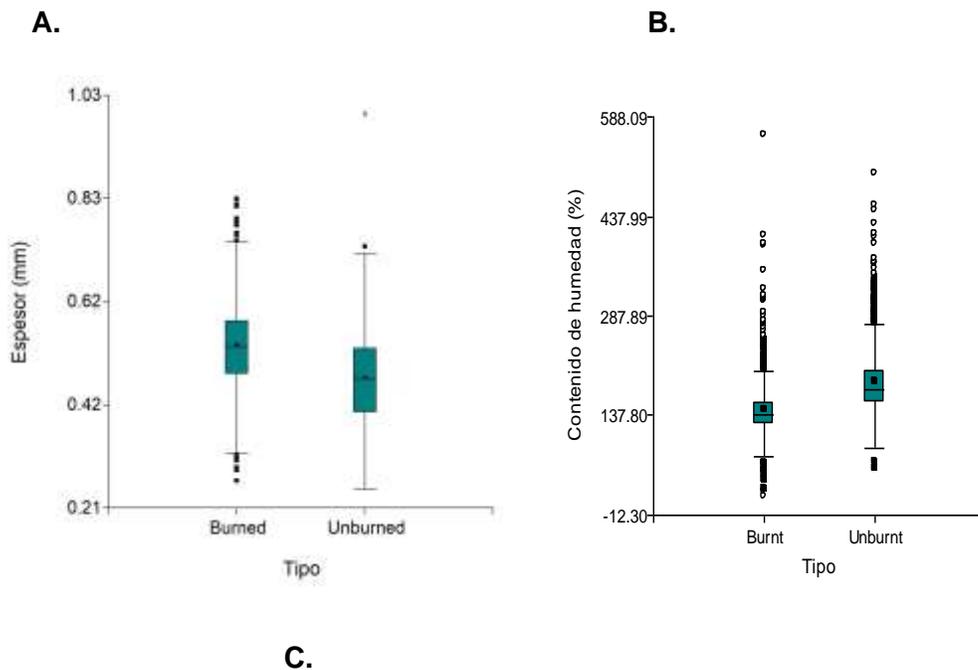
Rasgo	P value	Media Quemado	Media No Quemado
Espesor	0.01	0.65	0.30
Contenido de humedad	0.011	148.05	190.86
Área foliar	0.17	30.74	33.41

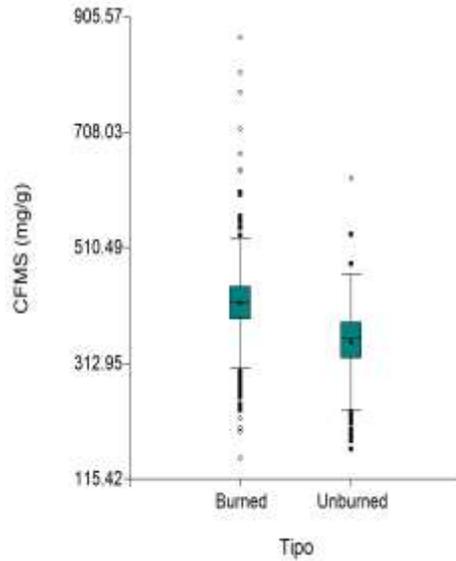
Rasgo	P value	Media Quemado	Media No Quemado
Área foliar específica	0.48	98.37	94.48
Contenido foliar de materia seca (CFMS)	0.0001	414.22	346.40
Volumen	0.54	1.72	1.62
Densidad	0.85	0.58	0.60

Rasgos como el espesor y el CFMS para el bosque quemado presentan valores más altos con respecto al bosque no quemado, con una media de 0.65 y 414.22 respectivamente, lo cual tiene sentido por la pérdida de humedad de la vegetación a causa del fuego, aumentando así la materia seca en los bosques estudiados. Mientras que rasgos como el peso húmedo agrupan una media de 190.86, en los bosques no quemados mucho más alto que en el bosque afectado por fuego, con una media de 148.05.

Estos comportamientos relacionados a los rasgos que presentan diferencias significativas se presentan en detalle en la Figura 23:

Figura 23 Modelos de variabilidad de rasgos foliares



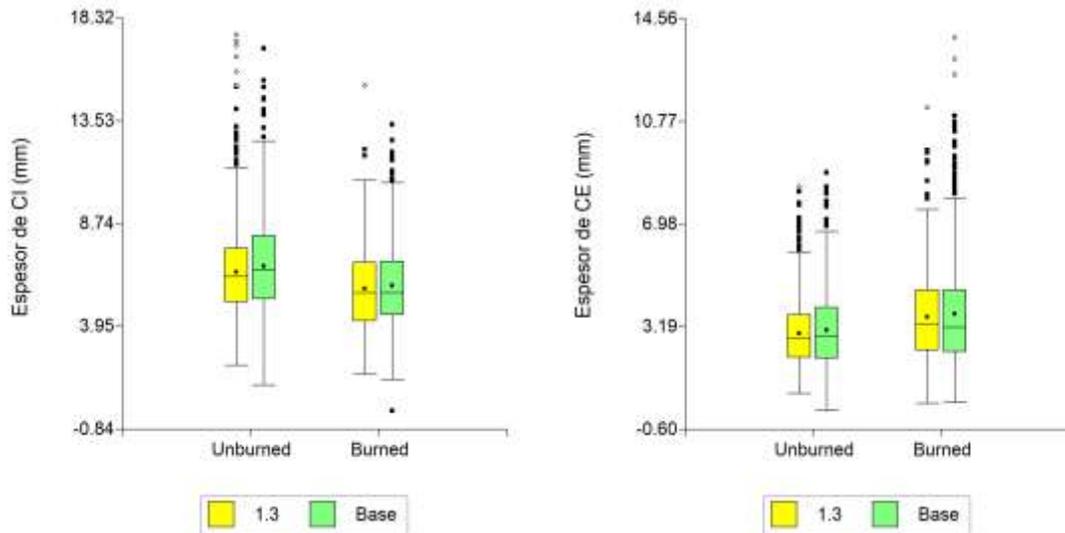


A. *Dispersión del espesor en los tipos de bosque* B. *Distribución del contenido de humedad en los tipos de bosque* C. *Distribución del CFMS en los tipos de bosque.*

9.3.5. Variabilidad de rasgos de corteza

Con relación a las mediciones de espesor de la corteza interna se encontraron diferencias significativas para el tipo y la ubicación con un *p value* de 0.04 y 0.0001 respectivamente, de esta manera los bosques no quemados presentan cortezas internas más gruesas con una media de 6.65, mientras que los bosques quemados de 5.77, como se muestra en la Figura 24. Respecto a la ubicación, la media del grosor de la corteza interna en la base es más alta comparada con la tomada a la altura del pecho, con una media de 6.31 y 6.11 respectivamente.

Figura 24 Espesor de la corteza interna y externa con respecto a la ubicación del corte y el tipo de bosque.



Con respecto a la corteza externa se identifican diferencias significativas en relación con la ubicación del corte, con un p value de 0.0129, encontrando que la corteza de la base tiene una media de 3.37, mayor con respecto a la muestra tomada a la altura del pecho con una media 3.25. Frente a los tipos de bosque los quemados presentan mayor grosor con una media de 3.6 comparado con los no quemados con 3.02.

10. Discusión

10.1. Cambios en la composición y estructura del combustible

Como se ha venido abordando la temática de los efectos de los incendios en la vegetación, se entiende que el fuego y su régimen en relación con los ecosistemas genera influencia en la composición y estructura de la vegetación (Bond et al., 2005), para los bosques estudiados se evidenció que las áreas quemadas presentan mayor presencia de *Pteridium aquilinum*, esto puede darse por la apertura de dosel que ocurre luego de un incendio forestal severo causando la mortalidad de árboles y favoreciendo el establecimiento de especies herbáceas e invasoras de rápido crecimiento, la alta presencia de esta especie luego de un incendio forestal también es reportada en el año 2016 en robledales y afloramientos rocos del Santuario de Iguaque, indicando que el *Pteridium aquilinum* está

presente en los procesos de regeneración natural luego de un incendio con un porcentaje de cobertura en afloramiento rocoso del 9.3% y una representatividad en robledales del 7.2% (Fernández-méndez et al., 2016), esta especie puede llegar a convertirse en maleza en sitios perturbados por tala o fuego (Tejero et al., 2011).

Algo similar es reportado en ecosistemas mediterráneos donde luego de un incendio forestal severo, la vegetación modificó su estructura pasando de un ecosistema dominado por árboles a uno dominado por especies arbustales (Fernández-garcía et al., 2020). Además la colonización de áreas por *Pteridium aquilinum* resulta ser un efecto asociado a la degradación de bosques en áreas tropicales por perturbaciones relacionadas al uso del fuego, impidiendo la sucesión natural y por tanto la recuperación del bosque (Olguín, 2017), actuando como una especie invasora en circunstancias de disturbio, reduciendo el espacio de desarrollo de otras plantas, acumulando gran densidad de biomasa además de contenido químicos asociados a efectos alelopáticos (Berget et al., 2015), sumado a su éxito en la reproducción mediante esporas y sus resistencias al fuego a causa de la ramificación de sus rizomas (Douterlungne et al., 2013).

Con relación a los fustales fue evidente la disminución en la riqueza de especies en los bosques quemados, comportamiento causado por la mortalidad de árboles a causa del fuego, transformando el dosel del bosque en una estructura más abierta, facilitando la entrada de luz al sotobosque (Meza et al., 2023), esto argumentaría los resultados obtenidos frente al aumento en la riqueza de especies en la regeneración natural, específicamente en la categoría de brinzales y renuevos, atribuido quizás a la radiación solar, sin embargo, para el segundo año de muestreo la riqueza en los renuevos disminuyó, posiblemente por el establecimiento de especies con mayor facilidad para su establecimiento en condiciones altas de luz solar, generando una competencia con especies de menor capacidad de adaptación a estas nuevas condiciones, para los ecosistemas mediterráneos por ejemplo se evidenció un aumento de la riqueza y la diversidad en zonas con ocurrencia de incendios, sin embargo, al aumentar la severidad del incendio estos parámetros empezaron a reducirse (Fernández-garcía et al., 2020).

Con relación al índice de diversidad de Shannon para los bosques quemados se registró una media de 1.7 para el 2018 y de 1.51 para el 2019, mientras que en los no quemados de 1.59 pasó a 1.49, esto se articula al argumento anterior con respecto a la transformación del bosque propiciando el establecimiento de especies de sotobosque, esto se relaciona a

los hallazgos en el año 2020 dentro del santuario, encontrando un índice de 3.1 para el sector no quemado y de 2.9 para el no quemado (Salazar et al., 2020).

Para el caso de los árboles adultos el índice de Shannon en los bosques quemados del 2018 registró una media de 0.23 y de 0.25 en el 2019, mientras que los no quemados en los dos años de estudio presentaron una media de 0.82, esta tendencia a presentar mayor diversidad en los bosques no quemados, también se muestra en el estudio de Salazar et al., 2020, reportando para el Santuario de Iguaque un índice de diversidad de Shannon de 1.37 para los bosques sin perturbación por fuego y 0.5 para aquellas zonas afectadas por incendios (Salazar et al., 2020).

Con respecto a la mortalidad de individuos arbóreos se registró una tasa de mortalidad de 13.61% con un coeficiente exponencial 14.62, evidenciando que con el paso de los años hay una tendencia al aumento de la mortalidad, sin embargo el *Quercus humboldtii* presenta habilidad de rebrotar, por ejemplo el 80% de árboles afectados por fuego rebrotaron dos años después en un estudio realizado en los robledales de Iguaque, principalmente rebrotando de forma simultánea en copa y tocón (Aguilar-garavito et al., 2023), Salazar et al., 2020 De esta también reporto rebrotes de raíz en los robledales de Iguaque, de esta manera el cambio de composición esta también relacionado a las características propias de las plantas, por ejemplo aunque una especie tenga capacidad de rebrotar, si la frecuencia del incendio es repetitiva, no permitirá la acumulación de reservas y pronta recuperación y establecimiento de las especies (Schaffhauser et al., 2012).

10.2. Cargas de combustible

Los combustibles forestales leñosos secos resultan ser parte de los componentes inmersos en la ocurrencia e intensidad de los incendios forestales ya que está en función de la cantidad de material disponible para quemarse (Ruiz-corzo et al., 2022), un bosque afectado por un incendio forestal tiende a una mayor acumulación de combustibles leñosos, en el análisis de la dinámica temporal del combustible forestal y efecto del incendios en el Cerro Nambiyugua en Chiapas México, se encontró un aumento en la disponibilidad de combustibles leñosos después del incendio del 2019 (Ruiz-corzo et al.,

2022), comportamiento similar al área de estudio en el Santuario de Fauna y Flora Iguaque aumentando las cargas de combustible de un año al otro en los bosques afectados previamente por un incendio forestal, con valores promedio de combustible en los bosques quemados del primer año de 8.34 t/ha a 13.92 t/ha en el 2019, valor superior al citado por (Peláez et al., 2020) de 11.11 ton/ha.

Este aumento en la acumulación de material combustible puede darse por la desecación y afectación directa a los árboles de áreas afectada por fuego, causando mortalidad de los individuos y caída de material leñoso en la zona, influyendo en la acumulación de material seco y susceptible a ignición, esto también se describe en el estudio realizado por Quintero encontrando que la zona con un tiempo más reciente de afectación por incendio presento mayor acumulación de material leñoso caído principalmente por la mortalidad de árboles a partir del incendio del año 2003 presentado en el bosque de *Pinus douglasiana* en México (Quintero et al., 2019).

Los detritos de 100 y 1000h son los que más aportan a las cargas de combustible, principalmente por la mortalidad de árboles y caída de ramas de diámetros importantes, para el caso del Santuario de Iguaque en el año 2018 los detritos con estos tiempos de retardo aportaron 3.25 m³ de los 4.49 m³ en los bosques quemados, mientras que en el 2019 5.49 m³ de los 7.5 m³, caso similar ocurrió en la selva de baja California sur, Quintana Roo y Yucatán pasaron de 9 t/ha a 23 t/ha luego de la ocurrencia de un incendio que produjo mayor presencia de combustibles de 1000h (Xelhuantzi et al., 2011). De esta manera los resultados encontrados sugieren aceptar la Hipotesis planteada con respecto a que los bosques afectados por incendios forestales acumulan mayor carga de combustible, con respecto a los bosques conservados.

10.3. Variabilidad de rasgos funcionales

En bosques propensos a incendios forestales las especies vegetales desarrollan rasgos funcionales en sus diferentes estructuras para sobrevivir al fuego como medio de protección y adaptación para poder recuperarse ante dicha perturbación (Cornwell et al., 2016), la corteza es uno de los rasgos de gran relevancia para cumplir dicha función, en

el presente estudio se encontró que los bosques no quemados presentan corteza interna más gruesa respecto a los afectados por el fuego, evidenciando que la corteza interna y externa es más gruesa en la base a diferencia de la tomada a la altura del pecho, con una media de corteza total en la base de 9.5 mm y de 9.24 mm a la altura del pecho, valores similares se registran en los ecosistemas de montaña de Guatemala para las especies *Quercus benthamii* y *Quercus lancifolia* con 9.14 mm y 9.09 mm respectivamente, identificando diferencias importantes en relación a la distancia de ocurrencia del incendio y su frecuencia en los últimos 20 años (Secaira, 2020).

Con relación a los rasgos foliares se presentaron diferencias significativas respecto al peso húmedo y el contenido de materia seca, para el primer caso la media fue menor en los bosques quemados, mientras que la segunda variable fue mayor en este tipo de bosque, esto estaría directamente relacionado a la pérdida de humedad por las altas temperaturas que se dan en un disturbio como un incendios forestales y el aumento en la radiación solar por la apertura de claros que incide en las dinámicas ecológicas y funcionales de las plantas al interior del bosque, sin embargo algo distinto ocurrió en el ensayo experimental que empleo cámaras de calentamiento abiertas en un bosque de *Pinus ponderosa* al norte de Arizona, donde a mayor calentamiento y severidad de la quema el contenido de materia seca disminuyó (Taber & Mitchell, 2023), esta disminución está asociada a un rápido crecimiento y descomposición de la planta, principalmente en ecosistemas perturbados en etapas iniciales de sucesión (Grime, 1977), esto explicaría porque en los robledales quemados de Iguaque el contenido de materia seca es mayor, ya que son bosques maduros con un crecimiento estable con pérdida de humedad a causa de la ocurrencia de incendio.

11. Conclusiones

- Se comprueba la Hipotesis que indica cambios en la composición de los bosques afectados por incendios forestales, en términos de diversidad, se observó que los bosques no quemados tenían mayor diversidad de especies en fustales y latizales en comparación con los bosques quemados, lo que indica que los incendios forestales son un motor en la pérdida de diversidad en los robledales de alta montaña. En los renuevos, se encontró mayor diversidad en los bosques quemados en 2018, pero disminuyó en 2019 debido al desarrollo de especies en los estratos superiores.

- El fuego influye en la estructura y composición de los bosques de alta montaña, promoviendo el desarrollo y establecimiento de especies de rápido crecimiento y facilidad de colonización en áreas abiertas y degradadas.
- La cuantificación de las cargas de combustible en robledales afectados y no afectados por incendios proporcionó información valiosa sobre la magnitud de los cambios inducidos por el fuego. Los resultados mostraron que los bosques afectados si presentan cargas de combustible muerta considerablemente más altas en comparación con los bosques no afectados, destacando la acumulación de material combustible después de los eventos de incendios como se planteó en la Hipotesis de investigación.
- El fuego influencia la variabilidad de los rasgos suaves asociados a la inflamabilidad el *Quercus humboldtii*, aumentando paralelamente la inflamabilidad del ecosistema al ser esta la especie dominante del bosque.

12.Recomendaciones

- Es necesario continuar con la investigación a largo plazo sobre la capacidad de recuperación y regeneración de los bosques de Roble después del fuego, para conocer la resiliencia del ecosistema y la capacidad de adaptación de las especies y las características que inciden en la inflamabilidad del ecosistema.
- Incluir otras variables que pueden tener incidencia en el análisis de los efectos en la composición y estructura de los bosques afectados como, las características del suelo, la topografía, los vientos, las afectaciones sanitarias a causa de la degradación de los robledales y la dispersión de semillas, entre otras.
- Incluir variables que puedan tener incidencia en la estructura y acumulación de cargas de combustible, como la radiación solar, la humedad al interior del bosque, la tasa de descomposición, entre otras.
- Realizar monitoreo constante y a largo plazo en los robledales perturbados por fuego, así como diseñar e implementar estrategias de gestión proactiva y adaptativa que prioricen la prevención y supresión de incendios en los bosques de roble.

13. Anexos

13.1. Composición y estructura

Especies más abundantes por categoría de tamaño

Categoría	Especie	N° Ind 2018	2018 %	N° Ind 2019	2019 %
Fustal	<u><i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.</u>	313	75.60	288	74.81
	<u><i>Clusia multiflora</i> Kunth</u>	36	8.70	35	9.09
	<u><i>Viburnum cf. triphyllum</i> Benth.</u>	16	3.86	15	3.90
	<u><i>Ocotea heterochroma</i> Mez & Sodiro</u>	9	2.17	7	1.82
	<u><i>Oreopanax incisus</i> (Willd. ex Schult.) Decne. & Planch.</u>	9	2.17	9	2.34

Categoría	Especie	N° Ind 2018	2018 %	N° Ind 2019	2019 %
Latizales	<u><i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh</u>	280	11.37	6	1.44
	<u><i>Viburnum triphyllum</i> Benth.</u>	257	10.44	48	11.51
	<u><i>Miconia cf. squamulosa</i> Triana</u>	197	8.00		
	<u><i>Solanum vestissimum</i> Dunal</u>	189	7.68	20	4.80
	<u><i>Cybianthus iteoides</i> (Benth.) G.Agostini</u>	152	6.17		
	<u><i>Bejaria cf. aestuans</i> Mutis ex L.</u>	147	5.97		
	<u><i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.</u>	136	5.52	41	9.83
Brinzales	<u><i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.</u>	65	8.71	-	-
	<u><i>Stevia lucida</i> Lag.</u>	65	8.71	-	-
	<u><i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth</u>	63	8.45	-	-
	<u><i>Lepidaploa karstenii</i> (Sch.Bip.) H.Rob.</u>	56	7.51	-	-
	<u><i>Ageratina</i> sp</u>	-	-	23	8.33
	<u><i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.</u>	-	-	16	5.80
	<u><i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C. Sm.</u>	-	-	15	5.43
Renuevos	<u><i>Miconia alborosea</i> L. Uribe</u>	-	-	15	5.43
	<u><i>Viburnum triphyllum</i> Benth.</u>	35	15.77	-	-
	<u><i>Clusia multiflora</i> Kunth</u>	29	13.06	-	-
	<u><i>Clethra fimbriata</i> Kunth</u>	21	9.46	-	-
	<u><i>Taraxacum campylodes</i> G.E.Haglund</u>	19	8.56	-	-
	<u><i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.</u>	15	6.76	-	-
	<u><i>Oxalis</i> sp</u>	-	-	79	22.01
Helechos	<u><i>Peperomia galioides</i> Kunth</u>	-	-	40	11.14
	<u><i>Lozanella enantiophylla</i> (Donn.Sm.) Killip & C.V.Morton</u>	-	-	26	7.24
	<u><i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn</u>	331	100.0	249	95.4
	<u><i>Niphidium</i> sp</u>			8	3.06

IVIA para las especies del bosque quemado del 2018

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	236.771	93.29	4.60	334.66
<i>Clusia multiflora</i> Kunth	15.209	4.09	3.20	22.50
<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	11.385	0.79	0.00	12.18
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	0	0	11.62	11.62
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	9.162	0.79	0.65	10.60
<i>Fraxinus chinensis</i> Roxb.	9.166	0.79	0.46	10.42

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Solanum vestissimum</i> Dunal	0	0	10.10	10.10
<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur	9.124	0.12	0.58	9.83
<i>Geissanthus andinus</i> Mez	9.183	0.12	0	9.31
<i>Stevia lucida</i> Lag.	0	0	8.80	8.80
<i>Bejaria</i> cf. <i>aestuans</i> Mutis ex L.	0	0	7.83	7.83
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	0	0	7.12	7.12
<i>Lepidaploa karstenii</i> (Sch.Bip.) H.Rob.	0	0	6.15	6.15
<i>Miconia</i> cf. <i>squamulosa</i> Triana	0	0	5.54	5.54
<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0	0	3.91	3.91
<i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	0	0	3.79	3.79
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	0	0	2.46	2.46
<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	0	0	2.23	2.23
<i>Cybianthus iteoides</i> (Benth.) G.Agostini	0	0	2.21	2.21
<i>Croton</i> cf. <i>smithianus</i> Croizat	0	0	2.20	2.20
<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G.Don	0	0	1.88	1.88
<i>Baccharis</i> cf. <i>tricuneata</i> (L.f.) Pers.	0	0	1.62	1.62
<i>Hypericum Juniperinum</i> Kunth	0	0	1.37	1.37
<i>Pentacalia abietina</i> (Willd. ex Wedd.) Cuatrec.	0	0	1.23	1.23
<i>Vallea stipularis</i> L.f.	0	0	1.23	1.23
Indeterminado 2	0	0	1.13	1.13
<i>Miconia</i> cf. <i>theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	0	0	1.10	1.10
<i>Pernettya prostrata</i> (Cav.) DC.	0	0	1.03	1.03
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	0	0	0.90	0.90
<i>Ageratina elegans</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	0	0	0.79	0.79
<i>Roupala monosperma</i> (Ruiz & Pav.) I.M.Johnst.	0	0	0.76	0.76
<i>Hesperomeles goudotiana</i> (Decne.) Killip	0	0	0.65	0.65
<i>Monochaetum bonplandii</i> (Humb. & Bonpl.) Naudin	0	0	0.65	0.65
<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	0	0	0.63	0.63
<i>Crotalaria nitens</i> Kunth	0	0	0.58	0.58
<i>Piper bogotense</i> C.DC.	0	0	0.54	0.54
<i>Oreopanax incisus</i> (Willd. ex Schult.) Decne. & Planch.	0	0	0.46	0.46

IVIA para las especies del bosque quemado en el año 2019

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	234.524	92.35	1.71	328.59
<i>Clusia multiflora</i> Kunth	16.386	4.66	0	21.05

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Pinus patula</i> Schlttdl. & Cham.	11.929	0.91	0.62	13.46
<i>Fraxinus chinensis</i> Roxb.	9.299	0.91	0.62	10.83
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	9.294	0.91	0.47	10.67
<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur	9.250	0.13	0.93	10.32
<i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	0	0	9.59	9.59
<i>Geissanthus andinus</i> Mez	9.318	0.13	0	9.45
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	0	0	9.28	9.28
<i>Ageratina</i> sp2.	0	0	8.84	8.84
<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0	0	6.67	6.67
<i>Solanum vestissimum</i> Dunal	0	0	5.19	5.19
<i>Commelinaceae</i> sp1.	0	0	4.99	4.99
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	0	0	4.04	4.04
<i>Miconia</i> cf. <i>squamulosa</i> Triana	0	0	3.58	3.58
Indeterminado sp4.	0	0	3.58	3.58
<i>Baccharis</i> sp2.	0	0	3.42	3.42
<i>Baccharis tricuneata</i> (L. f.) Pers.	0	0	2.64	2.64
Melastomataceae sp1.	0	0	2.34	2.34
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	0	0	2.34	2.34
<i>Croton</i> sp.	0	0	2.17	2.17
<i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C. Sm.	0	0	1.87	1.87
<i>Baccharis</i> sp1.	0	0	1.55	1.55
Indeterminado sp11.	0	0	1.40	1.40
<i>Lantana lopez-palacii</i> Moldenke	0	0	1.24	1.24
<i>Oxalis</i> sp1.	0	0	1.09	1.09
<i>Baccharis Brachylaenoides</i> DC.	0	0	1.09	1.09
<i>Monnina</i>	0	0	1.09	1.09
<i>Chromolaena</i> sp.	0	0	1.08	1.08
<i>Xylosma spiculifera</i> (Tul.) Triana & Planch.	0	0	0.93	0.93
<i>Baccharis</i> sp4.	0	0	0.93	0.93
<i>Monnina</i> sp1.	0	0	0.93	0.93
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	0	0	0.93	0.93
Asteraceae sp2.	0	0	0.78	0.78
Asteraceae sp3.	0	0	0.78	0.78
<i>Hypericum Juniperinum</i> Kunth	0	0	0.78	0.78
<i>Cestrum tomentosum</i> L.f.	0	0	0.78	0.78
Indeterminado sp10.	0	0	0.62	0.62
<i>Monochaetum bonplandii</i> (Humb. & Bonpl.) Naudin	0	0	0.62	0.62
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0	0	0.62	0.62
<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	0	0	0.62	0.62
Indeterminado sp3.	0	0	0.62	0.62
<i>Lepidaploa karstenii</i> (Sch.Bip.) H.Rob.	0	0	0.62	0.62
Asteraceae sp5.	0	0	0.47	0.47

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Bocconia frutescens</i> L.	0	0	0.47	0.47
<i>Cavendishia guatapeensis</i> Mansf.	0	0	0.47	0.47
<i>Disterigma alaternoides</i> (Kunth) Nied.	0	0	0.47	0.47
<i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	0	0	0.47	0.47
<i>Myrcianthes leucoxylla</i> (Ortega) McVaugh	0	0	0.47	0.47
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	0	0	0.47	0.47
Asteraceae sp6.	0	0	0.47	0.47
<i>Baccharis</i> sp3.	0	0	0.47	0.47
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	0	0	0.47	0.47
Hypericaceae sp1.	0	0	0.47	0.47
Indeterminado sp9.	0	0	0.47	0.47
Asteraceae sp1.	0	0	0.39	0.39

IVIA para las especies del bosque no quemado en el año 2018

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	169.086	71.95	6.01	247.05
<i>Clusia multiflora</i> Kunth	20.158	11.97	2.05	34.18
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	19.974	2.74	9.90	32.62
<i>Oreopanax incisus</i> (Willd. ex Schult.) Decne. & Planch.	14.811	2.71	2.95	20.47
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	0	0	12.79	12.79
<i>Ocotea heterochroma</i> Mez & Sodiro	10.245	1.88	0	12.12
<i>Vallea stipularis</i> L.f.	10.864	0.54	0.58	11.99
<i>Ilex</i> cf. <i>pernervata</i> Cuatrec.	7.794	1.27	2.80	11.86
<i>Weinmannia fagaroides</i> Kunth	8.444	1.38	1.67	11.49
<i>Miconia</i> cf. <i>squamulosa</i> Triana	3.567	0.42	6.56	10.55
<i>Cedrela montana</i> Turcz.	8.409	1.27	0.82	10.50
<i>Cybianthus iteoides</i> (Benth.) G.Agostini	0	0	7.96	7.96
<i>Lippia hirsuta</i> L.f.	3.470	0.42	2.20	6.09
<i>Morus insignis</i> Bureau	4.020	0.85	0.55	5.42
<i>Meliosma quercifolia</i>	4.465	0.85	0	5.31
<i>Geissanthus andinus</i> Mez	3.979	0.85	0	4.83
<i>Xylosma spiculifera</i> (Tul.) Triana & Planch.	0	0	4.77	4.77
<i>Escallonia paniculata</i> (Ruiz & Pav.) Schult.	3.768	0.42	0	4.19
<i>Piper bogotense</i> C.DC.	3.495	0.42	0	3.92
<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	0	0	3.54	3.54
<i>Bejaria</i> cf. <i>aestuans</i> Mutis ex L.	0	0	3.52	3.52
<i>Croton</i> cf. <i>smithianus</i> Croizat	3.451	0.06	0	3.51
<i>Abatia parviflora</i> Ruiz & Pav.	0	0	3.22	3.22

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Stevia lucida</i> Lag.	0	0	3.07	3.07
<i>Cestrum tomentosum</i> L.f.	0	0	2.93	2.93
<i>Picramnia sphaerocarpa</i> Planch.	0	0	2.56	2.56
<i>Solanum dichroandrum</i> Dunal	0	0	2.45	2.45
<i>Pentacalia</i> sp.	0	0	2.15	2.15
<i>Hesperomeles goudotiana</i> (Decne.) Killip	0	0	2.13	2.13
<i>Myrcianthes leucoxylla</i> (Ortega) McVaugh	0	0	1.98	1.98
<i>Drimys granadensis</i>	0	0	1.59	1.59
<i>Lepidaploa karstenii</i> (Sch.Bip.) H.Rob.	0	0	1.54	1.54
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	0	0	1.47	1.47
<i>Pernettya prostrata</i> (Cav.) DC.	0	0	0.80	0.80
<i>Holodiscus argenteus</i>	0	0	0.78	0.78
<i>Pentacalia abietina</i> (Willd. ex Wedd.) Cuatrec.	0	0	0.74	0.74
<i>Palicourea angustifolia</i> Kunth	0	0	0.70	0.70
<i>Myrcianthes</i> cf. <i>orthostemon</i> (O.Berg) Grifo	0	0	0.64	0.64
<i>Cavendishia guatapeensis</i> Mansf.	0	0	0.62	0.62
<i>Miconia</i> cf. <i>theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	0	0	0.58	0.58
<i>Fuchsia</i> sp.	0	0	0.48	0.48
<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G.Don	0	0	0.46	0.46
<i>Lozanella enantiophylla</i> (Donn.Sm.) Killip & C.V.Morton	0	0	0.45	0.45

IVIA para las especies del bosque no quemado en el año 2019

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Quercus humboldtii</i> Bonpl.	169.62	72.32	5.46	247.40
<i>Clusia multiflora</i> Kunth	20.38	11.95	0.39	32.72
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	19.20	2.78	5.54	27.53
<i>Oreopanax incisus</i> (Willd. ex Schult.) Decne. & Planch.	15.04	2.81	5.05	22.89
<i>Vallea stipularis</i> L.f.	10.95	0.56	1.18	12.69
<i>Ocotea heterochroma</i> Mez & Sodiro	9.40	1.07	0.00	10.47
<i>Cedrela montana</i> Turcz.	8.50	1.32	0.65	10.46
<i>Weinmannia pubescens</i> Kunth	8.53	1.43	0.00	9.96
<i>Ilex</i> cf. <i>pernervata</i> Cuatrec.	7.87	1.32	0.39	9.57
<i>Oxalis</i> sp2.	0.00	0.00	9.47	9.47
<i>Meliosma quercifolia</i>	4.58	0.88	0.00	5.46
<i>Miconia</i> cf. <i>squamulosa</i> Triana	3.58	0.44	1.01	5.03

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
<i>Morus insignis</i> Bureau	4.06	0.88	0.00	4.94
<i>Geissanthus andinus</i> Mez	4.01	0.88	0.00	4.89
<i>Lozanella enantiophylla</i> (Donn.Sm.) Killip & C.V.Morton	0.00	0.00	4.39	4.39
<i>Escallonia paniculata</i> (Ruiz & Pav.) Schult.	3.80	0.44	0.00	4.24
<i>Piper bogotense</i> C.DC.	3.51	0.44	0.00	3.95
<i>Lippia hirsuta</i> L.f.	3.49	0.44	0.00	3.93
<i>Croton cf. smithianus</i> Croizat	3.47	0.06	0.00	3.53
<i>Myrcianthes</i> sp2.	0.00	0.00	3.41	3.41
<i>Myrsine pellucida</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	0.00	0.00	3.24	3.24
<i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C. Sm.	0.00	0.00	2.96	2.96
<i>Myrsine</i> sp2.	0	0	2.83	2.83
<i>Frangula</i> sp1.	0.00	0.00	2.79	2.79
<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	0.00	0.00	2.36	2.36
<i>Ageratina</i> sp2.	0.00	0.00	2.08	2.08
<i>Bejaria aestuans</i> Mutis ex L.	0	0	2.05	2.05
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	0.00	0.00	2.02	2.02
<i>Disterigma alaternoides</i> (Kunth) Nied.	0.00	0.00	1.98	1.98
<i>Hesperomeles goudotiana</i> (Decne.) Killip	0.00	0.00	1.69	1.69
Indeterminado sp13.	0.00	0.00	1.65	1.65
<i>Xylosma spiculifera</i> (Tul.) Triana & Planch.	0.00	0.00	1.63	1.63
<i>Monnina</i>	0	0	1.55	1.55
<i>Cestrum</i> sp1.	0.00	0.00	1.46	1.46
<i>Myrsine</i> sp1.	0	0	1.34	1.34
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	0	0	1.32	1.32
<i>Gaultheria Buxifolia</i> Willd.	0	0	1.27	1.27
<i>Baccharis Brachylaenoides</i> DC.	0	0	1.20	1.20
<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	0	0	1.13	1.13
<i>Weinmannia fagaroides</i> Kunth	0	0	1.05	1.05
<i>Ageratina</i> sp1.	0	0	0.99	0.99
<i>Cavendishia guatapeensis</i> Mansf.	0	0	0.99	0.99
<i>Piper</i> sp4.	0	0	0.95	0.95
<i>Ageratina</i> sp3.	0	0	0.95	0.95
<i>Myrtaceae</i> sp1.	0	0	0.85	0.85
Indeterminado sp1.	0	0	0.85	0.85
Indeterminado sp4.	0	0	0.85	0.85
<i>Asteraceae</i> sp4.	0	0	0.73	0.73
<i>Myrcianthes</i> sp1.	0	0	0.72	0.72
<i>Rosaceae</i> sp1.	0	0	0.68	0.68
Indeterminado sp2.	0	0	0.60	0.60
<i>Picramnia sphaerocarpa</i> Planch.	0	0	0.60	0.60
<i>Baccharis</i> sp4.	0	0	0.57	0.57
<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G.Don	0	0	0.57	0.57

Especie	IVI 300 %	PS %	Rn %	IVIA
Indeterminado sp8.	0	0	0.57	0.57
<i>Myrcianthes leucoxylo</i> (Ortega) McVaugh	0	0	0.57	0.57
Salicaceae sp1.	0	0	0.57	0.57
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	0	0	0.53	0.53
Indeterminado sp5.	0	0	0.53	0.53
<i>Piper</i> sp3.	0	0	0.47	0.47
Rubiaceae sp1.	0	0	0.47	0.47
<i>Miconia</i> sp1.	0	0	0.44	0.44
Basellaceae sp1.	0	0	0.42	0.42
<i>Cavendishia</i> sp1.	0	0	0.42	0.42
<i>Gaultheria</i> sp1.	0	0	0.42	0.42
Indeterminado sp11.	0	0	0.42	0.42
Indeterminado sp6.	0	0	0.42	0.42
<i>Monnina</i> sp2.	0	0	0.42	0.42
<i>Myrcia Paivae</i> O. Berg	0	0	0.42	0.42
<i>Myrcianthes</i> sp3.	0	0	0.42	0.42
<i>Myrcianthes</i> sp4.	0	0	0.42	0.42
<i>Myrcianthes</i> sp5.	0	0	0.42	0.42
<i>Myrcianthes</i> sp6.	0	0	0.42	0.42
Myrtaceae sp2.	0	0	0.42	0.42
<i>Piper</i> sp2.	0	0	0.42	0.42
Asteraceae sp6.	0	0	0.39	0.39
<i>Baccharis</i> sp1.	0	0	0.39	0.39
<i>Barnadesia spinosa</i> L.f.	0	0	0.39	0.39
Lauraceae sp1.	0	0	0.39	0.39
<i>Miconia</i> sp1.	0	0	0.39	0.39
<i>Piper</i> sp1.	0	0	0.39	0.39
<i>Viburnum</i> sp1.	0	0	0.39	0.39
<i>Viburnum</i> sp2.	0	0	0.39	0.39
<i>Viburnum tinoides</i> Kunth	0	0	0.39	0.39
<i>Baccharis tricuneata</i> (L. f.) Pers.	0	0	0.36	0.36
Ericaceae sp1.	0	0	0.36	0.36
<i>Miconia</i> sp2.	0	0	0.36	0.36
<i>Turpinia</i> sp.	0	0	0.36	0.36

Modelo de Riqueza

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
---	-----	-----	--------	-------	------	------

96 443.92 486.80 -203.96 2.57 0.62 0.63
 AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	70	577.52	<0.0001
Year	1	70	7.71	0.0071
Type	1	10	7.00	0.0245
Categoría	3	70	33.05	<0.0001
Year:Type	1	70	0.63	0.4304
Type:Categoría	3	70	3.39	0.0227
Year:Categoría	3	70	2.00	0.1222
Year:Type:Categoría	3	70	0.09	0.9664

r - Medias ajustadas y errores estándares para Year

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Medias	E.E.	
2019	7.35	0.38	A
2018	5.90	0.38	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

r - Medias ajustadas y errores estándares para Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Unburn	7.35	0.39	A
Burn	5.90	0.39	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

r - Medias ajustadas y errores estándares para Categoría

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Categoría	Medias	E.E.	
Latizal	9.71	0.53	A
Brinzal	8.71	0.53	A
Renuevo	4.33	0.53	B
Fustal	3.75	0.53	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

r - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Medias	E.E.	
2019	Unburn	8.29	0.54	A
2019	Burn	6.42	0.54	B
2018	Unburn	6.42	0.54	B
2018	Burn	5.38	0.54	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

r - Medias ajustadas y errores estándares para Type*Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Categoria	Medias	E.E.		
Unburn	Latizal	11.00	0.75	A	
Burn	Brinzal	9.08	0.75		B
Burn	Latizal	8.42	0.75		B
Unburn	Brinzal	8.33	0.75		B
Unburn	Fustal	5.50	0.75		C
Unburn	Renuevo	4.58	0.75		C
Burn	Renuevo	4.08	0.75		C
Burn	Fustal	2.00	0.75		D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

r - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Categoria	Medias	E.E.		
2019	Latizal	10.00	0.75	A	
2019	Brinzal	9.67	0.75	A	
2018	Latizal	9.42	0.75	A	
2018	Brinzal	7.75	0.75		B
2019	Renuevo	6.00	0.75		B
2019	Fustal	3.75	0.75		C
2018	Fustal	3.75	0.75		C
2018	Renuevo	2.67	0.75		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

r - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type*Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Categoria	Medias	E.E.		
2019	Unburn	Latizal	11.50	1.06	A	
2018	Unburn	Latizal	10.50	1.06	A	
2019	Burn	Brinzal	9.67	1.06	A	
2019	Unburn	Brinzal	9.67	1.06	A	
2018	Burn	Brinzal	8.50	1.06	A	
2019	Burn	Latizal	8.50	1.06	A	
2018	Burn	Latizal	8.33	1.06	A	
2018	Unburn	Brinzal	7.00	1.06		B
2019	Unburn	Renuevo	6.50	1.06		B
2019	Burn	Renuevo	5.50	1.06		B
2019	Unburn	Fustal	5.50	1.06		B
2018	Unburn	Fustal	5.50	1.06		B
2018	Burn	Renuevo	2.67	1.06		C
2018	Unburn	Renuevo	2.67	1.06		C
2019	Burn	Fustal	2.00	1.06		C
2018	Burn	Fustal	2.00	1.06		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Modelo de Índice de Shannon

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
96	129.55	172.43	-46.78	0.36	0.77	0.77

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	70	1237.53	<0.0001
Year	1	70	10.66	0.0017
Type	1	10	8.15	0.0171
Categoria	3	70	74.61	<0.0001
Year:Type	1	70	0.05	0.8249
Type:Categoria	3	70	4.71	0.0047
Year:Categoria	3	70	5.99	0.0011
Year:Type:Categoria	3	70	2.3E-03	0.9998

haW - Medias ajustadas y errores estándares para Year

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Medias	E.E.	
2019	1.42	0.05	A
2018	1.18	0.05	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

ShaW - Medias ajustadas y errores estándares para Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Unburn	1.41	0.05	A
Burn	1.20	0.05	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

ShaW - Medias ajustadas y errores estándares para Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Categoria	Medias	E.E.	
Latizal	1.84	0.07	A
Brinzal	1.81	0.07	A
Renuevo	1.03	0.07	B
Fustal	0.53	0.07	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

ShaW - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Medias	E.E.	
2019	Unburn	1.52	0.07	A
2019	Burn	1.33	0.07	A
2018	Unburn	1.30	0.07	A
2018	Burn	1.07	0.07	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

ShaW - Medias ajustadas y errores estándares para Type*Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Categoria	Medias	E.E.	
Unburn	Latizal	2.03	0.10	A
Burn	Brinzal	1.85	0.10	A
Unburn	Brinzal	1.78	0.10	A
Burn	Latizal	1.65	0.10	A
Burn	Renuevo	1.05	0.10	B
Unburn	Renuevo	1.01	0.10	B
Unburn	Fustal	0.82	0.10	B
Burn	Fustal	0.24	0.10	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

ShaW - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Categoria	Medias	E.E.	
2019	Brinzal	1.94	0.10	A
2018	Latizal	1.87	0.10	A
2019	Latizal	1.82	0.10	A
2018	Brinzal	1.69	0.10	A
2019	Renuevo	1.40	0.10	B
2018	Renuevo	0.65	0.10	C
2019	Fustal	0.53	0.10	C
2018	Fustal	0.53	0.10	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

ShaW - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type*Categoria

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Categoria	Medias	E.E.	
2018	Unburn	Latizal	2.07	0.15	A
2019	Unburn	Latizal	2.00	0.15	A

2019	Burn	Brinzal	1.99	0.15	A	
2019	Unburn	Brinzal	1.89	0.15	A	
2018	Burn	Brinzal	1.71	0.15	A	
2018	Burn	Latizal	1.66	0.15	A	
2018	Unburn	Brinzal	1.66	0.15	A	
2019	Burn	Latizal	1.65	0.15	A	
2019	Burn	Renuevo	1.43	0.15	A	
2019	Unburn	Renuevo	1.38	0.15	A	
2018	Unburn	Fustal	0.82	0.15		B
2019	Unburn	Fustal	0.82	0.15		B
2018	Burn	Renuevo	0.67	0.15		B
2018	Unburn	Renuevo	0.64	0.15		B
2019	Burn	Fustal	0.25	0.15		C
2018	Burn	Fustal	0.23	0.15		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Modelo de índice de Simpson

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2_0	R2_1
96	-6.87	36.01	21.43	0.15	0.75	0.75

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	70	596.57	<0.0001
Year	1	70	8.93	0.0039
Type	1	10	4.60	0.0577
Categoria	3	70	65.69	<0.0001
Year:Type	1	70	0.58	0.4507
Type:Categoria	3	70	5.07	0.0031
Year:Categoria	3	70	5.41	0.0021
Year:Type:Categoria	3	70	0.05	0.9845

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Year

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Medias	E.E.	
2018	0.43	0.02	A
2019	0.34	0.02	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Burn	0.42	0.02	A
Unburn	0.35	0.02	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Categoría
DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Categoría	Medias	E.E.	
Fustal	0.73	0.03	A
Renuevo	0.42	0.03	B
Latizal	0.20	0.03	C
Brinzal	0.19	0.03	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type
DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Medias	E.E.	
2018	Burn	0.48	0.03	A
2018	Unburn	0.39	0.03	B
2019	Burn	0.36	0.03	B
2019	Unburn	0.32	0.03	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Type*Categoría
DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Categoría	Medias	E.E.	
Burn	Fustal	0.87	0.04	A
Unburn	Fustal	0.60	0.04	B
Unburn	Renuevo	0.45	0.04	C
Burn	Renuevo	0.40	0.04	C
Burn	Latizal	0.24	0.04	D
Unburn	Brinzal	0.20	0.04	D
Burn	Brinzal	0.18	0.04	D
Unburn	Latizal	0.16	0.04	D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Categoría
DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Categoría	Medias	E.E.	
2018	Fustal	0.74	0.04	A

2019	Fustal	0.73	0.04	A	
2018	Renuevo	0.58	0.04		B
2019	Renuevo	0.27	0.04		C
2018	Brinzal	0.22	0.04		C
2019	Latizal	0.20	0.04		C
2018	Latizal	0.20	0.04		C
2019	Brinzal	0.16	0.04		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

Simp - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type*Categoria
DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Categoria	Medias	E.E.	
2018	Burn	Fustal	0.87	0.06	A
2019	Burn	Fustal	0.86	0.06	A
2019	Unburn	Fustal	0.60	0.06	B
2018	Unburn	Fustal	0.60	0.06	B
2018	Unburn	Renuevo	0.59	0.06	B
2018	Burn	Renuevo	0.56	0.06	B
2019	Unburn	Renuevo	0.31	0.06	C
2018	Burn	Latizal	0.25	0.06	C
2018	Burn	Brinzal	0.23	0.06	C
2019	Burn	Renuevo	0.23	0.06	C
2019	Burn	Latizal	0.23	0.06	C
2018	Unburn	Brinzal	0.21	0.06	C
2019	Unburn	Brinzal	0.19	0.06	C
2019	Unburn	Latizal	0.17	0.06	C
2018	Unburn	Latizal	0.15	0.06	C
2019	Burn	Brinzal	0.13	0.06	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

Modelo de biomasa

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
24	186.75	192.73	-87.38	6.18	0.79	1.00

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	10	128.79	<0.0001
Year	1	10	3.05	0.1114
Type	1	10	38.84	0.0001
Year:Type	1	10	1.14	0.3110

Biomasa.Tn.ha - Medias ajustadas y errores estándares para Year

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Medias	E.E.	
2018	97.83	8.52	A
2019	93.43	8.52	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Biomasa.Tn.ha - Medias ajustadas y errores estándares para Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Unburned	148.15	11.92	A
Burn	43.11	11.92	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Biomasa.Tn.ha - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Medias	E.E.	
2018	Unburned	149.00	12.05	A
2019	Unburned	147.29	12.05	A
2018	Burn	46.66	12.05	B
2019	Burn	39.56	12.05	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Modelo de Captura de carbono

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
24	159.27	165.25	-73.64	3.11	0.79	1.00

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	10	128.79	<0.0001
Year	1	10	3.05	0.1114
Type	1	10	38.84	0.0001
Year:Type	1	10	1.14	0.3110

Carbono.Tn - Medias ajustadas y errores estándares para Year

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Medias	E.E.	
2018	49.22	4.29	A
2019	47.00	4.29	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Carbono.Tn - Medias ajustadas y errores estándares para Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Unburned	74.53	6.00	A
Burn	21.69	6.00	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Carbono.Tn - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Medias	E.E.	
2018	Unburned	74.96	6.06	A
2019	Unburned	74.10	6.06	A
2018	Burn	23.47	6.06	B
2019	Burn	19.90	6.06	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Modelo de mortalidad

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
24	129.17	135.06	-59.59	19.47

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Year	1	20	3.24	0.0868
Type	1	20	23.23	0.0001
Year:Type	1	20	6.3E-05	0.9937

Mortalidad - Medias ajustadas y errores estándares para Year

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

DGC (Alfa=0.01)

Year	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
2019	2.26	0.10	9.57	1.00	A
2018	2.00	0.12	7.36	0.86	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.01$)

Mortalidad - Medias ajustadas y errores estándares para Type

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

DGC (Alfa=0.01)

Type	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Burn	2.52	0.10	12.47	1.22	A
Unburned	1.73	0.13	5.65	0.76	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.01$)

Mortalidad - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

DGC (Alfa=0.01)

Year	Type	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
2019	Burn	2.66	0.12	14.24	1.71	A
2018	Burn	2.39	0.13	10.93	1.47	A
2019	Unburned	1.86	0.17	6.44	1.10	B
2018	Unburned	1.60	0.19	4.95	0.95	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.01$)

Modelo presencia de *Pteridium aquilinum*

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
24	277.87	283.76	-133.93	147.05

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Year	1	20	9.77	0.0053
Type	1	20	54.37	<0.0001
Year:Type	1	20	7.07	0.0151

N. Individuos - Medias ajustadas y errores estándares para Year

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
2018	2.47	0.20	11.78	2.41	A
2019	1.83	0.25	6.23	1.56	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

N. Individuos - Medias ajustadas y errores estándares para Type

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Burn	3.65	0.24	38.49	9.23	A
Unburn	0.65	0.33	1.91	0.63	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

N. Individuos - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
2018	Burn	3.70	0.24	40.36	9.83	A
2019	Burn	3.60	0.24	36.71	8.97	A
2018	Unburn	1.24	0.33	3.44	1.12	B
2019	Unburn	0.06	0.44	1.06	0.46	C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

13.2. Cargas de combustible

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
24	45.28	51.26	-16.64	0.44	0.41	0.53

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	10	50.96	<0.0001
Year	1	10	5.24	0.0451
Type	1	10	8.06	0.0176
Year:Type	1	10	0.25	0.6279

Volumen.m3 - Medias ajustadas y errores estándares para Year

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Medias	E.E.	
2019	0.92	0.13	A
2018	0.51	0.13	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Volumen.m3 - Medias ajustadas y errores estándares para Type

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Burn	1.00	0.14	A
Unburn	0.43	0.14	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Volumen.m3 - Medias ajustadas y errores estándares para Year*Type

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Year	Type	Medias	E.E.		
2019	Burn	1.25	0.19	A	
2018	Burn	0.75	0.19	A	B
2019	Unburn	0.59	0.19		B
2018	Unburn	0.27	0.19		B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Resultados para el modelo: mlm.modelo.003_T.ha_REML

Variable dependiente: T.ha

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1
24	141.65	147.63	-64.83	4.89	0.41	0.54

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	10	50.76	<0.0001
Ano	1	10	5.29	0.0443
Tipo	1	10	8.06	0.0176
Ano:Tipo	1	10	0.25	0.6289

Pruebas de hipótesis secuenciales

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	10	50.76	<0.0001
Ano	1	10	5.29	0.0443
Tipo	1	10	8.06	0.0176
Ano:Tipo	1	10	0.25	0.6289

13.3. Variabilidad de rasgos funcionales

Variabilidad de Rasgos foliares

Resultados para el modelo: `mlgm.modelo.000_Espesor.mm_ML`

Variable dependiente: `Espesor.mm`

General

Familia	Enlace	nAGQ
poisson	log	1

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
1217	1987.06	2002.37	-990.53	675.77

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Tipo	1	1215	6.19	0.0130

Parámetros de los efectos aleatorios

RndEff	Param	Var	SD
Parcela	(Intercept)	0.26	0.51

Espesor.mm - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

DGC (Alfa=0.05)

Tipo	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Burned	-0.43	0.21	0.65	0.14	A
Unburned	-1.20	0.22	0.30	0.07	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.001_Peso.humedo.g_ML<-glmer(Peso.humedo.g~1+Tipo+(1|Parcela)
,family=myFamily
,na.action=na.omit
,nAGQ=1
,offset=NULL
```

```
,data=R.data00)
```

Especificación del modelo en R

```
mlm.modelo.000_Contenido.de.humedad.g_REML<-  
lme(Contenido.de.humedad.g~1+Tipo  
,random=list(Parcela=pdIdent(~1))  
,method="REML"  
,control=lmeControl(niterEM=150  
,msMaxIter=200)  
,na.action=na.omit  
,data=mlm.modeloR.data00  
,keep.data=FALSE)
```

Resultados para el modelo: mlm.modelo.000_Contenido.de.humedad.g_REML

Variable dependiente: Contenido.de.humedad.g

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2_0	R2_1
1326	1643.09	1663.85	-817.55	0.44	0.15	0.34

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	1313	584.00	<0.0001
Tipo	1	11	9.29	0.0111

Pruebas de hipótesis secuenciales

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	1313	599.24	<0.0001
Tipo	1	11	9.29	0.0111

Pruebas de hipótesis tipo III - prueba

	Source	numDF	denDF	F-value	p-value
1	Tipo	1	11	9.29	0.0111

Parámetros de los efectos aleatorios

Modelo de covarianzas de los efectos aleatorios: pdIdent
Formula: ~1|Parcela

Desvíos estándares y correlaciones

	(const)
(const)	0.25

Contenido.de.humedad.g - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Tipo	Medias	E.E.	
Unburnt	1.91	0.10	A
Burnt	1.48	0.10	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.003_Area.foliar.cm2_ML<-  
glmer(Area.foliar.cm2~1+Tipo+(1|Parcela)  
,family=myFamily  
,na.action=na.omit  
,nAGQ=1  
,offset=NULL  
,data=R.data00)
```

Resultados para el modelo: mlgm.modelo.003_Area.foliar.cm2_ML

Variable dependiente: Area.foliar.cm2

General

Familia	Enlace	nAGQ
poisson	log	1

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
1217	11138.99	11154.30	-5566.49	4675.18

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Tipo	1	1215	1.88	0.1705

Parámetros de los efectos aleatorios

RndEff	Param	Var	SD
Parcela	(Intercept)	0.01	0.10

Area.foliar.cm2 - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

DGC (Alfa=0.05)

Tipo	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Unburned	3.51	0.04	33.41	1.43	A
Burned	3.43	0.04	30.74	1.32	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.004_AFE.cm2.g_ML<-glmer(AFE.cm2.g~1+Tipo+(1|Parcela)
, family=myFamily
, na.action=na.omit
, nAGQ=1
, offset=NULL
, data=R.data00)
```

Resultados para el modelo: `mlgm.modelo.004_AFE.cm2.g_ML`

Variable dependiente: `AFE.cm2.g`

General

Familia	Enlace	nAGQ
poisson	log	1

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
1217	13887.35	13902.66	-6940.68	6038.94

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Tipo	1	1215	0.48	0.4864

Parámetros de los efectos aleatorios

RndEff	Param	Var	SD
Parcela	(Intercept)	0.01	0.10

AFE.cm2.g - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0

DGC (Alfa=0.05)

Tipo	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Burned	4.59	0.04	98.37	4.03	A
Unburned	4.55	0.04	94.48	3.87	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.005_Masa.seca.mg_ML<-glmer(Masa.seca.mg~1+Tipo+(1|Parcela)
, family=myFamily
, na.action=na.omit
, nAGQ=1
, offset=NULL
, data=R.data00)
```

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.006_CFMS.mg.g_ML<-glmer(CFMS.mg.g~1+Tipo+(1|Parcela)
, family=myFamily
, na.action=na.omit
, nAGQ=1
, offset=NULL
, data=R.data00)
```

Resultados para el modelo: `mlgm.modelo.006_CFMS.mg.g_ML`

Variable dependiente: *CFMS.mg.g*

General

Familia	Enlace	nAGQ
poisson	log	1

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
1217	18911.49	18926.80	-9452.74	9381.66

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Tipo	1	1215	21.18	<0.0001

Parámetros de los efectos aleatorios

RndEff	Param	Var	SD
Parcela	(Intercept)	4.5E-03	0.07

CFMS.mg.g - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

*Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0
DGC (Alfa=0.05)*

Tipo	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Burned	6.03	0.03	414.22	11.38	A
Unburned	5.85	0.03	346.40	9.52	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.007_Volumen.cm3_ML<-glmer(Volumen.cm3~1+Tipo+(1|Parcela)
, family=myFamily
, na.action=na.omit
, nAGQ=1
, offset=NULL
, data=R.data00)
```

Resultados para el modelo: mlgm.modelo.007_Volumen.cm3_ML

Variable dependiente: Volumen.cm3

General

Familia	Enlace	nAGQ
poisson	log	1

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
1217	3370.97	3386.28	-1682.48	460.55

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Tipo	1	1215	0.36	0.5487

Parámetros de los efectos aleatorios

RndEff	Param	Var	SD
Parcela	(Intercept)	0.02	0.14

Volumen.cm3 - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0
DGC (Alfa=0.05)

Tipo	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Burned	0.54	0.07	1.72	0.12	A
Unburned	0.48	0.07	1.62	0.11	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Especificación del modelo en R

```
mlgm.modelo.008_Densidad.g.cm3_ML<-  
glmer(Densidad.g.cm3~1+Tipo+(1|Parcela)  
,family=myFamily  
,na.action=na.omit  
,nAGQ=1  
,offset=NULL  
,data=R.data00)
```

Resultados para el modelo: mlgm.modelo.008_Densidad.g.cm3_ML

Variable dependiente: Densidad.g.cm3

General

Familia	Enlace	nAGQ
poisson	log	1

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Deviance
1217	2460.53	2475.84	-1227.26	1164.78

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (Wald) para los efectos fijos

Source	numDF	denDF	F-value	p-value
Tipo	1	1215	0.03	0.8596

Parámetros de los efectos aleatorios

RndEff	Param	Var	SD
Parcela	(Intercept)	0.06	0.24

Densidad.g.cm3 - Medias ajustadas y errores estándares para Tipo

Inversa de la función de enlace con efecto aleatorio=0
DGC (Alfa=0.05)

Tipo	PredLin	E.E.	Media	E.E.	
Unburned	-0.52	0.11	0.60	0.07	A
Burned	-0.55	0.11	0.58	0.06	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Variabilidad de rasgos de corteza

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2 0	R2 1	R2 2	R2 3
3000	11208.27	11328.29	-5584.13	1.45	0.04	0.11	0.58	0.58

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	denDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	2611	1055.00	<0.0001
Type	1	10	5.25	0.0449
Ubicacion	1	2611	15.12	0.0001
Type:Ubicacion	1	2611	1.33	0.2485

CI - Medias ajustadas y errores estándares para Type

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Medias	E.E.	
Unburned	6.65	0.27	A
Burned	5.77	0.27	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

CI - Medias ajustadas y errores estándares para Ubicacion

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Ubicacion	Medias	E.E.	
Base	6.31	0.19	A
1.3	6.11	0.19	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

CI - Medias ajustadas y errores estándares para Type*Ubicacion

DGC (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

Type	Ubicacion	Medias	E.E.	
Unburned	Base	6.78	0.27	A
Unburned	1.3	6.51	0.27	B
Burned	Base	5.84	0.28	B
Burned	1.3	5.70	0.28	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

14. Referencias

- Ackerly, D. D., & Cornwell, W. K. (2007). A trait-based approach to community assembly: Partitioning of species trait values into within- and among-community components. *Ecology Letters*, *10*(2), 135–145. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01006.x>
- 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>
- Aguilar-garavito, M., Cortina-segarra, J., & Matoma, M. (2023). Postfire resprouting and recruitment of *Quercus humboldtii* in the Iguaque Mountains (Colombia) Forest Ecology and Management Postfire resprouting and recruitment of *Quercus humboldtii* in the Iguaque Mountains (Colombia). *Forest Ecology and Management*, *April*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120937>
- Ahrends, A., Burgess, N. D., Milledge, S. A. H., Bulling, M. T., Fisher, B., Smart, J. C. R., Clarke, G. P., Mhoro, B. E., & Lewis, S. L. (2010). Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *107*(33), 14556–14561. <https://doi.org/10.1073/pnas.0914471107>
- Albini, F. A., & Reinhardt, E. D. (1995). Modeling Ignition And Burning Rate Of Large Woody Natural Fuels. *International Journal of Wildland Fire*, *5*(2), 81–91. <https://doi.org/10.1071/WF9950081>
- Albornoz, F. E., Gaxiola, A., Seaman, B. J., Pugnaire, F. I., & Armesto, J. J. (2013). Nucleation-driven regeneration promotes post-fire recovery in a Chilean temperate forest. *Plant Ecology*, *214*(5), 765–776. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0206-x>
- Alcázar-Caicedo, C., & Ramíres-Hernandez, W. (2011). El Uso De Rasgos Funcionales En Flora Como Herramienta Para Establecer Prioridades De Conservación. *Letras Biologicas*, *April*, 215–222.
- 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>
- Anderson, H. (1982). Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. In *United States Department of Agriculture Forest Service* (Vol. 44, Issue 1, pp. 42–53).
- Araujo-Murakami, A., Parada, A. G., Terán, J. J., Baker, T. R., Feldpausch, T. R., Phillips, O. L., & Brienen, R. J. W. (2011). Necromasa de los bosques de Madre de Dios, Perú; una comparación entre bosques de tierra firme y de bajíos. *Revista Peruana de Biología*, 18(1), 113–118. <https://doi.org/10.15381/rpb.v18i1.155>
- Armenteras, D., González, T. M., Ríos, O. V., Elizalde, M. C. M., & Oliveras, I. (2020). Fire in the ecosystems of northern south america: Advances in the ecology of tropical fires in Colombia, Ecuador and Peru. *Caldasia*, 42(1), 1–16. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353>
- Armenteras, D., González, T. M., Vargas Ríos, O., Meza Elizalde, M. C., & Oliveras, I. (2020). Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica: avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú . In *Caldasia* (Vol. 42, pp. 1–16). scieloco .
- Armenteras, 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>
- Avella, A., & Cardenas, L. (2010). Conservación y uso sostenible de los bosques de roble en el corredor de conservación guantiva - la Rusia - Iguaque, departamentos de santander y Boyacá, Colombia. *Colombia Forestal*, 13(1), 5. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2010.1.a01>
- Babl, E., Alexander, H. D., Siegert, C. M., & Willis, J. L. (2020). Could canopy, bark, and leaf litter traits of encroaching non-oak species influence future flammability of upland oak forests? *Forest Ecology and Management*, 458(September), 117731. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117731>
- Baker, T. R., Phillips, O. L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Killeen, T. J., Laurance, S. G., Laurance, W. F., Lewis, S. L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D. A., Patino, S., Pitman, N. C. A., Silva, J. N. M., & Martínez, R. V. (2004). Variation

- in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10(5), 545–562. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>
- 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>
- Barlow, J., Berenguer, E., Carmenta, R., & França, F. (2020). Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology*, 26(2), 319–321. <https://doi.org/10.1111/gcb.14872>
- Barlow, J., Ewers, R. M., Anderson, L., Aragao, L. E. O. C., Baker, T. R., Boyd, E., Feldpausch, T. R., Gloor, E., Hall, A., Malhi, Y., Milliken, W., Mulligan, M., Parry, L., Pennington, T., Peres, C. A., Phillips, O. L., Roman-Cuesta, R. M., Tobias, J. A., & Gardner, T. A. (2011). Using learning networks to understand complex systems: A case study of biological, geophysical and social research in the Amazon. *Biological Reviews*, 86(2), 457–474. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00155.x>
- 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(1498), 1787–1794. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0013>
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T. A., Aragão, L. E. O. C., De Camargo, P. B., Cerri, C. E., Durigan, M., De Oliveira, R. C., Vieira, I. C. G., & Barlow, J. (2014). A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12), 3713–3726. <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Berget, C., Duran, E., & Bray, D. B. (2015). *Participatory Restoration of Degraded Agricultural Areas Invaded by Bracken Participatory Restoration of Degraded Agricultural Areas Invaded by Bracken Fern (Pteridium aquilinum) and Conservation in the Chinantla Region , Oaxaca , Mexico. April 2016.* <https://doi.org/10.1007/s10745-015-9762-0>
- Bianchi, L., Defosse, G., Dentoni, M., & Kunst, C. (2014). Dinámica de la humedad de los combustibles y su relación con la ecología y manejo de fuego, region chaqueña occidental (Argentina) II: Follaje y residuos de árboles y arbustos. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 40(2), 165–181.
- Biddulph, J., & Kellman, M. (1998). Fuels and fire at savanna-gallery forest boundaries in

- southeastern Venezuela. *Journal of Tropical Ecology*, 14(4), 445–461.
<https://doi.org/10.1017/S0266467498000339>
- Blackhall, M., Veblen, T. T., & Raffaele, E. (2015). Recent fire and cattle herbivory enhance plant-level fuel flammability in shrublands. *Journal of Vegetation Science*, 26(1), 123–133. <https://doi.org/10.1111/jvs.12216>
- Blanquet, B. (1979). *Plant Sociology: The study of plant communities*.
- Bond, W. J., & Midgley, J. J. (2012). Fire and the angiosperm revolutions. *International Journal of Plant Sciences*, 173(6), 569–583. <https://doi.org/10.1086/665819>
- Bond, W. J., Woodward, F., & Midgley, G. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, 165(1), 525–537. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-424255-5.50017-1>
- 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>
- Brown, J. (1970). PHYSICAL FUEL PROPERTIES OF PONDEROSA PINE FOREST FLOORS AND CHEATGRASS. *USDA Forest Service - Research Paper RMRS-RP*, 84401.
- Brown, J. K. (1971). *A planar intersect method for sampling fuel volume and surface area*.
- Brown, J., & See, T. (1981). *Downed dead woody fuel and biomass in the Northern Rocky Mountains*.
- Burrows, N. D. (1994). *Experimental development of a fire management model for Jarrah (Eucalyptus marginata Donn ex Sm.) Forest*. Australian National University.
- Byram, G. (1959). Combustion of forest fuels. *Forest Fire Control and Use*, 42(3), 609–610. <https://doi.org/10.2307/1932261>
- Cárdenas, C. (2013). El fuego y el pastoreo en el páramo húmedo de Chingaza (Colombia): efectos de la perturbación y respuestas de la vegetación. In *Universitat Autònoma de Barcelona, Tesis Doctoral*. <http://www.tesisenxarxa.net/handle/10803/120219>
- Cavallero, L., Raffaele, E., & Aizen, M. A. (2013). Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biological Conservation*, 158, 342–350.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.004>

- Cawson, J. G., Duff, T. J., Tolhurst, K. G., Baillie, C. C., & Penman, T. D. (2017). Fuel moisture in Mountain Ash forests with contrasting fire histories. *Forest Ecology and Management*, *400*, 568–577. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.046>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, *93*(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, K J, Phillips, O. L., Baker, T. R., Peacock, J., Monteagudo, A., Resources, N., Hsing, N. C., & Vargas, H. (2009). After trees die : quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences*, 1615–1626.
- Chao, Kuo Jung, Phillips, O. L., & Baker, T. R. (2008). Wood density and stocks of coarse woody debris in a northwestern Amazonian landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, *38*(4), 795–805. <https://doi.org/10.1139/X07-163>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, *20*(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, *320*(5882), 1458–1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Cochrane, M. A. (2003). Fire science for rainforests. *Nature*, *421*(6926), 913–919. <https://doi.org/10.1038/nature01437>
- Cochrane, M. A., & Laurance, W. F. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology*, *18*(3), 311–325. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002237>
- 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>

- Cornwell, W. K., Ackerly, D. D., Cornwell, W. K., & Ackerly, D. D. (2016). *Community Assembly and Shifts in Plant Trait Distributions across an Environmental Gradient in Coastal California*. *Stable URL: <http://www.jstor.org/stable/27646168>* *Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California*. 79(1), 109–126.
- Dale, V., Joyce, L., McNulty, S., Neilson, R., Ayres, M., Flannigan, M., Hanson, P., Irland, L., Lugo, A., & Peterson, C. (2001). Climate Change and Forest Disturbances. *BioScience*, 51(9), 723–734.
- De Ruiz, M. L. V. (2006). Incendios Forestales. *Ciencias*, 60–66.
- DeBano, L., Neary, D., & Ffolliott, P. (1998). *Fire's Effects on Ecosystems* (John Wiley).
- Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M., & Pinnock, S. (2006). Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography*, 15(2), 192–199. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00225.x>
- Díaz, S., 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, S., Purvis, A., Cornelissen, J. H. C., Mace, G. M., Donoghue, M. J., Ewers, R. M., Jordano, P., & Pearse, W. D. (2013). Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution*, 3(9), 2958–2975. <https://doi.org/10.1002/ece3.601>
- Douterlungne, D., Thomas, E., Levy-tacher, S. I., Sur, S. N., Box, P. O., & Auxiliadora, M. (2013). *Fast-growing pioneer tree stands as a rapid and effective strategy for bracken elimination in the Neotropics*. *July*, 1257–1265. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12077>
- Dufrene, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345–366.
- Etter, A., & Van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia,

- with emphasis in the Andean region. *Ambio*, 29(7), 432–439.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- Feeley, K. J., & Silman, M. R. (2010). Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology*, 16(12), 3215–3222.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02197.x>
- Fernández-garcía, V., Marcos, E., Fulé, P. Z., Reyes, O., Santana, V. M., & Calvo, L. (2020). Fire regimes shape diversity and traits of vegetation under different climatic conditions. *Science of the Total Environment*, 716, 137137.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137137>
- Fernández-méndez, F., Velasco-salcedo, V. M., Guerrero-contecha, J., Galvis, M., & Neri, A. V. (2016). RECUPERACIÓN ECOLÓGICA DE ÁREAS AFECTADAS POR UN INCENDIO FORESTAL EN LA MICROCUENCA TINTALES (BOYACÁ, COLOMBIA). *Colombia Forestal*, 19(2), 143–160.
- Fetcher, N., Oberbauer, S. F., & Strain, B. R. (1985). *Vegetation effects on microclimate in lowland forest in Costa Rica*. January. <https://doi.org/10.1007/BF02189035>
- Finol, H. (1971). *Nuevos parametros a considerarse en el análisis estructural de las selvas virgenes tropicales*.
- Food and Agriculture Organization of the United, & Nations, I. (2009). Hacia una definición de degradación de los bosques: Análisis comparativo de las definiciones existentes. *Evaluación de Los Recursos Forestales Mundiales (Documento de Trabajo 154)*.
- Fosberg, M. (1971). *Moisture content calculations for the 100-hour timelag fuel in fire danger rating*. Forest Service, u.s. Department of Agriculture, usda Forest Service.
- Fosberg, M. (1977). *Forecasting the 10-Hour timelag fuel moisture* (Vol. 7, Issue 1, pp. 541–559). Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service.
- Gamarra, Y., Restrepo, R., Cerón, A., Villamizar, M., Arenas, R., Vega, C. I., & Ávila, A. A. (2017). Aplicación del protocolo CERA-S para determinar la calidad ecológica de la microcuenca Mamarramos (cuenca Cane-Iguaque), Santuario de Fauna y Flora Iguaque (Boyacá), Colombia. *Biota Colombiana*, 18(2), 11–30.
<https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a02>
- Garnier, E., Laurent, G., Bellmann, A., Debain, S., Berthelie, P., Ducout, B., Roumet, C.,

- & Navas, M. L. (2001). Consistency of species ranking based on functional leaf traits. *New Phytologist*, 152(1), 69–83. <https://doi.org/10.1046/j.0028-646X.2001.00239.x>
- Garnier, E., Navas, M., & Grigulis, K. (2015). *Plant Functional Diversity: Organism traits, community structure, and ecosystem properties*. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.003.0001>
- Ghermandi, L., Beletsky, N. A., de Torres Curth, M. I., & Oddi, F. J. (2016). From leaves to landscape: A multiscale approach to assess fire hazard in wildland-urban interface areas. *Journal of Environmental Management*, 183, 925–937. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.051>
- 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, J. C. W., & De Ruiz, M. L. V. (2007). Evaluación de combustibles y su disponibilidad en incendios forestales: Un estudio en el Parque Nacional la Malinche. *Investigaciones Geograficas*, 62, 87–103.
- Gonzalez, S., Alejandro, F., Guncay, T., & Sebastián, W. (2020). *Estimación del carbono almacenado en la biomasa aérea, necromasa (hojarasca) y en el suelo en un bosque de pino en la comuna Paquizhapa (provincia de Loja)*.
- González, T. M., Meza, M. C., Armenteras, D., & Vélez, J. (2018). Causas de Degradación Forestal en Colombia: una primera aproximación. In *Journal of Materials Processing Technology* (Vol. 1, Issue 1). <http://dx.doi.org/10.1016/j.cirp.2016.06.001><http://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2016.12.055><https://doi.org/10.1016/j.ijfatigue.2019.02.006><https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.04.024><https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.127252><http://dx.doi.org/10.1016/j.matlet.2019.127252>
- Gould, J. S., Lachlan McCaw, W., & Phillip Cheney, N. (2011). Quantifying fine fuel dynamics and structure in dry eucalypt forest (*Eucalyptus marginata*) in Western Australia for fire management. *Forest Ecology and Management*, 262(3), 531–546. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.022>
- Govender, N., Trollope, W. S. W., & Van Wilgen, B. W. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 748–758.

- <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x>
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169–1194.
- Hernández, H. (2019). *Lo que usted debe saber sobre incendios de cobertura vegetal*.
- Hofstede, R. G., & Rossenaar, A. J. (1995). Biomass of grazed, burned, and undisturbed Paramo Grasslands, Colombia. II. Root mass and aboveground:belowground ratio. *Arctic and Alpine Research*, 27(1), 13–18. <https://doi.org/10.2307/1552063>
- Hollis, J. J., Matthews, S., Anderson, W. R., Cruz, M. G., & Burrows, N. D. (2011). Behind the flaming zone: Predicting woody fuel consumption in eucalypt forest fires in southern Australia. *Forest Ecology and Management*, 261(11), 2049–2067. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.031>
- Jaureguiberry, P., Bertone, G., & Díaz, S. (2011). Device for the standard measurement of shoot flammability in the field. *Austral Ecology*, 36(7), 821–829. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02222.x>
- Jolly, W. M. (2007). Sensitivity of a surface fire spread model and associated fire behaviour fuel models to changes in live fuel moisture. *International Journal of Wildland Fire*, 16(4), 503–509. <https://doi.org/10.1071/WF06077>
- Keane, R. E., Burgan, R., & van Wagtenonk, J. (2001). Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: Integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling. *International Journal of Wildland Fire*, 10(4), 301–319. <http://www.publish.csiro.au/paper/WF01028>
- Keeley, J. E., & Pausas, J. G. (2019). Distinguishing disturbance from perturbations in fire-prone ecosystems. *International Journal of Wildland Fire*, 28(4), 282–287. <https://doi.org/10.1071/WF18203>
- Kitzberger, T., Perry, G. L. W., Paritsis, J., Gowda, J. H., Tepley, A. J., Holz, A., & Veblen, T. T. (2016). Fire–vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 54(2), 247–272. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1151903>

- Kitzberger, Thomas, Aráoz, E., Gowda, J. H., Mermoz, M., & Morales, J. M. (2012). Decreases in Fire Spread Probability with Forest Age Promotes Alternative Community States, Reduced Resilience to Climate Variability and Large Fire Regime Shifts. *Ecosystems*, 15(1), 97–112. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9494-y>
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16, 545–556.
- López Hernández, J. M., , González Rodríguez, H., , Lozano, Ramírez, R. G., , Cantú Silva, I., , Gómez Meza, M. V., , Pando Moreno, M., & , Estrada Castellón, A. E. (2013). Producción De Hojarasca Y Retorno Potencial De Nutrientes En Tres Sitios Del Estado De Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35(December 2009), 41–64.
- Lund, H. G. (2009). *What is a degraded forest?*
- Lutes, D. C. (2006). FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System Technical editor : _____ Abstract
_____. In *United States Department of Agriculture. Forest Service Research Paper* (Issue June 2014).
- M. Kellman, Tackaberry. R, Brokaw. N, M. J. (1994). Tropical Gallery forests. *National Geographic Research & Exploration*, 10, 92–103.
- Malhi, Y., Gardner, T. A., Goldsmith, G. R., Silman, M. R., & Zelazowski, P. (2014). Tropical forests in the anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 125–159. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Mascaraque, Á. (2003). *Índices De Causalidad Y Riesgo De Incendio En Los Espacios Protegidos De La Comunidad De Madrid. L.*
- Matthews, S. (2014). Dead fuel moisture research: 1991-2012. *International Journal of Wildland Fire*, 23(1), 78–92. <https://doi.org/10.1071/WF13005>
- McArthur, A. G., & Cheney, N. P. (2015). The Characterization of Fires in Relation to Ecological Studies. *Fire Ecology*, 11(1), 3–9. <https://doi.org/10.1007/bf03400629>

- Meyn, A., White, P. S., Buhk, C., & Jentsch, A. (2007). Environmental drivers of large, infrequent wildfires: The emerging conceptual model. *Progress in Physical Geography*, 31(3), 287–312. <https://doi.org/10.1177/0309133307079365>
- Meza, M., Espelta, J. M., Gonzáles, T., & Armenteras, D. (2023). *Fire reduces taxonomic and functional diversity in Neotropical moist seasonally flooded forests*. 21, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.04.003>
- 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>
- Montenegro, A. L., & Ríos, O. V. (2008). Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 56(3), 1543–1556. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5728>
- Montorio, R., Pérez-Cabello, F., García-Martín, A., Vlassova, L., & De la Riva, J. (2014). La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. *Geoecología, Cambio Ambiental y Paisaje: Homenaje Al Profesor José María García Ruiz*, 427–440.
- Mooney, H., Bonnicksen, T., Christensen, N., Lotan, J., & R. W. (1981). *Fire Regimes and Ecosystem Properties*.
- Moraga Peralta, J. (2010). Evaluación del riesgo ante incendios forestales en la cuenca del río Tempisque. *Revista Geográfica de América Central*, 2(45), 33–64.
- Morales, J. M., Mermoz, M., Gowda, J. H., & Kitzberger, T. (2015). A stochastic fire spread model for north Patagonia based on fire occurrence maps. *Ecological Modelling*, 300, 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.01.004>
- Mosquera, H. Q., Rengifo, R., & Ramos, Y. A. (2009). *MORTALIDAD Y RECLUTAMIENTO DE ÁRBOLES EN UN BOSQUE PLUVIAL TROPICAL DE CHOCÓ (COLOMBIA)*. 62(1), 4855–4868.
- Mutlu, M., Popescu, S. C., Stripling, C., & Spencer, T. (2008). Mapping surface fuel models using lidar and multispectral data fusion for fire behavior. *Remote Sensing of Environment*, 112(1), 274–285. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.05.005>
- Myers, N., Mittermeller, R., Mittermeller, C., Fonseca, G., & Kent, J. (2000). Biodiversity

- hotspots for conservation priorities. *Nature*, 468(7326), 895.
<https://doi.org/10.1038/468895a>
- Myers, R., O'Brien, J., & Morrison, S. (2006). *Fire management overview of the Caribbean Pine (Pinus caribaea) savannas of Mosquitia, Honduras. June.*
- Najera, J., & Hernández, E. (n.d.). Estimación De La Carga De Combustibles Forestales En Un Bosque Coetáneo De La Región De El Salto, Durango. *Produccionbovina.Com*, 4–7.
http://www.produccionbovina.com/produccion_y_manejo_pasturas/curso_fuego/44-durango.pdf
- Naranjo-Esquivel, E. D. (2014). *Evaluación De La Carga De Combustibles Forestales En Un Bosque Mixto De La Sierra De Coyuca De Benítez, Estado De Guerrero, México.*
- Nepstad, D. C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., & Brooks, V. (1999). Large-scale impoverishment of amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398(6727), 505–508. <https://doi.org/10.1038/19066>
- Ocampo-Zuleta, K., & Bravo, S. (2019). Recruitment of woody species in tropical forests exposed to wildlandfires: An overview. *Ecosistemas*, 28(1), 106–117.
<https://doi.org/10.7818/ECOS.1642>
- Odion, D. C., Moritz, M. A., & Dellasala, D. A. (2010). Alternative community states maintained by fire in the Klamath Mountains, USA. *Journal of Ecology*, 98(1), 96–105.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01597.x>
- Olguín, L. (2017). “ *Implicaciones sociales y ecológicas de la restauración de áreas degradadas por helecho invasivo (Pteridium aquilinum) en San Pedro Tlatepusco , Oaxaca , México .*” Instituto Politécnico Nacional.
- Oliveras, I., Malhi, Y., Salinas, N., Huaman, V., Urquiaga-Flores, E., Kala-Mamani, J., Quintano-Loaiza, J. A., Cuba-Torres, I., Lizarraga-Morales, N., & Román-Cuesta, R. M. (2013). Changes in forest structure and composition after fire in tropical montane cloud forests near the Andean treeline. *Plant Ecology and Diversity*, 7(1–2), 329–340.
<https://doi.org/10.1080/17550874.2013.816800>
- Oliveras, I., Román-Cuesta, R. M., Urquiaga-Flores, E., Quintano Loayza, J. A., Kala, J.,

- Huamán, V., Lizárraga, N., Sans, G., Quispe, K., Lopez, E., Lopez, D., Cuba Torres, I., Enquist, B. J., & Malhi, Y. (2017). Fire effects and ecological recovery pathways of tropical montane cloud forests along a time chronosequence. *Global Change Biology*, 24(2), 758–772. <https://doi.org/10.1111/gcb.13951>
- Paritsis, J., Holz, A., Veblen, T. T., & Kitzberger, T. (2013). Habitat distribution modeling reveals vegetation flammability and land use as drivers of wildfire in SW Patagonia. *Ecosphere*, 4(5), 1–20. <https://doi.org/10.1890/ES12-00378.1>
- Paritsis, J., Veblen, T. T., & Holz, A. (2015). Positive fire feedbacks contribute to shifts from *Nothofagus pumilio* forests to fire-prone shrublands in Patagonia. *Journal of Vegetation Science*, 26(1), 89–101. <https://doi.org/10.1111/jvs.12225>
- Parra, C., & Bernal, A. (2010). Incendios de cobertura vegetal y biodiversidad: una mirada a los impactos y efectos ecológicos potenciales sobre la diversidad vegetal. *El Hombre y La Máquina*, 35, 67–81. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47817140008>
- Pasquis, R. G. (2016). *Informe de comisión al Santuario de Flora y Fauna IGUAQUE - SFFI*, Boyacá. April 2016.
- Peet, G. B. (1971). Litter accumulation in jarrah and karri forests. *Australian Forestry*, 35(4), 258–262. <https://doi.org/10.1080/00049158.1971.10675559>
- Peláez, B. C., López, B. L., González, J. M., Manuel, J., Camey, R., & Merino, 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).
- Pérez, M., Lagunes-Espinoza, L. del C., López-Upton, J., Ramos-Juárez, J., & Aranda-Ibáñez, E. M. (2013). Morfometría, germinación y composición mineral de semillas de *Lupinus silvestres*. *Bioagro*, 25(2), 101–108.
- Podur, J. J., & Martell, D. L. (2009). The influence of weather and fuel type on the fuel composition of the area burned by forest fires in Ontario, 1996-2006. *Ecological Applications*, 19(5), 1246–1252. <https://doi.org/10.1890/08-0790.1>
- Porrero, M. (2001). *Incendios forestales, investigación de causas* (Mundi-Pren).
- Quesada, C. A., Lloyd, J., Schwarz, M., Baker, T. R., Phillips, O. L., Patiño, S., Czimczik, C., Hodnett, M. G., Herrera, R., Arneeth, A., Lloyd, G., Malhi, Y., Dezzeeo, N., Luizão, F. J., Santos, A. J. B., Schmerler, J., Arroyo, L., Silveira, M., Priante Filho, N., ...

- Ramírez, H. (2009). Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discussions*, 6(2), 3993–4057. <https://doi.org/10.5194/bgd-6-3993-2009>
- Quintero, S., Jardel, E., Cuevas, R., García, F., & Martínez, 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, 1–14. <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531888>
- Ramos, M. P. (2010). *Manejo del fuego*. February, 240. <https://www.researchgate.net/publication/313385091>
- Rangel-Ch, O. (2000). Colombia Diversidad Biótica III La región de vida paramuna. *Igarss 2014*, 1, 1–5.
- Reich, R. M., Lundquist, J. E., & Bravo, V. A. (2004). Spatial models for estimating fuel loads in the Black Hills, South Dakota, USA. *International Journal of Wildland Fire*, 13(1), 119–129. <https://doi.org/10.1071/WF02049>
- Rodrigo, A., Retana, J., & Picó, F. X. (2004). Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, 85(3), 716–729. <https://doi.org/10.1890/02-0492>
- Rodríguez-Alarcón, S. J., Pinzón-Pérez, L., Cruz, J. L., & Amaya, D. C. (2020). Functional traits of woody plants at green spaces in Bogotá, Colombia. *Biota Colombiana*, 21(2), 108–133. <https://doi.org/10.21068/C2020.V21N02A08>
- Rodríguez, W., & Vargas, O. (2002). Estrategias de regeneración postquema en áreas de vegetación altoandina tipo matorral. *Perez-Arbelaesia*, 13(May 2014), 26.
- Romero-Mieres, M., González, M. E., & Lara, A. (2014). Recuperación natural del bosque siempreverde afectado por tala rasa y quema en la Reserva Costera Valdiviana, Chile. *Bosque*, 35(3), 257–267. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000300001>
- Rothmell, R. C. (1972). A Mathematical Model for Predicting Fire Spread. *United States Department of Agriculture. Forest Service Research Paper*, 46.
- Ruiz-corzo, R., Aryal, D. R., Venegas-sandoval, A., Jerez-ramírez, D. O., Fernández-zúñiga, K. S., López-cruz, S. C., López-hernández, J. C., Peña-alvarez, B., &

- Velázquez-sanabria, C. A. (2022). Temporal dynamics of forest fuels and effect of fire in cerro Nambiyugua , Chiapas , Mexico. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(2), 1–12. <https://doi.org/10.19136/era.a9n2.3253>
- Russell-Smith, J., Monagle, C., Jacobsohn, M., Beatty, R. L., Bilbao, B., Millán, A., Vessuri, H., & Sánchez-Rose, I. (2017). Can savanna burning projects deliver measurable greenhouse emissions reductions and sustainable livelihood opportunities in fire-prone settings? *Climatic Change*, 140(1), 47–61. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0910-5>
- S, Schwartzman, A. Moreira, D. N. (2000). Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks. *Conservation Forum*, 12(1), 39–45. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47817140008>
- 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, e01021. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01021>
- Salvador, R., & Lloret, F. (1995). Germinación en el laboratorio de varias especies arbustivas mediterráneas: efecto de la temperatura. *Orsis: Organismes i Sistemes*, 10, 25–34.
- Santacruz-García. (2020). Impacto del fuego en la defensa de las plantas: Rasgos funcionales y síntesis de metabolitos secundarios en especies leñosas del Chaco semiárido de Argentina. *Facultad De Ciencias Agrarias Y Forestales Tesis Doctoral. Universidad Nacional De La Plata, Facultad De Ciencias Agrarias Y Forestales*, 218.
- Santacruz, A., Bravo, S., & F.Ojeda. (2015). *Combustibles En Latifoliadas En El Chaco Semiárido* (Vol. 4500950, Issue 0385).
- Santamaría, C. T., & Rodríguez, W. A. (2017). *Identificación de rasgos funcionales de especies vegetales del bosque alto andino y páramo relacionados con su respuesta regenerativa postfuego*. <https://repository.udistrital.edu.co/bitstream/handle/11349/7614/RodriguezDuarteWilliamAndres2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Santana, V. M., & Marrs, R. H. (2014). Flammability properties of British heathland and moorland vegetation: Models for predicting fire ignition. *Journal of Environmental*

- Management*, 139, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.02.027>
- Sasaki, N., & Putz, F. E. (2009). Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2(5), 226–232. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2009.00067.x>
- Schaffhauser, A., Curt, T., Véla, E., & Tatoni, T. (2012). Forest Ecology and Management
Fire recurrence effects on the abundance of plants grouped by traits in *Quercus suber* L . woodlands and maquis. *Forest Ecology and Management*, 282, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.047>
- Schoennagel, T., Veblen, T. T., & Romme, W. H. (2004). The interaction of fire, fuels, and climate across Rocky Mountain forests. *BioScience*, 54(7), 661–676. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0661:TIOFFA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0661:TIOFFA]2.0.CO;2)
- Scott, J. H., & Reinhardt, E. D. (2001). Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior. *USDA Forest Service - Research Paper RMRS-RP, 29 RMRS-RP*, 1–62. <https://doi.org/10.2737/RMRS-RP-29>
- Secaira, S. C. (2020). *El régimen de incendio y los rasgos funcionales de Quercus en los ecosistemas de montaña de Guatemala*. CATIE.
- Shlisky, A., Waugh, J., Gonzalez, P., Gonzalez, M., Manta, M., Santoso, H., Alvarado, E., Ainuddin, A., Rodríguez-trejo, D. A., Swaty, R., Schmidt, D., Kaufmann, M., Myers, R., Alencar, A., Kearns, F., Johnson, D., Smith, J., & Zollner, D. (2007). Fire, ecosystems and people : threats and strategies for global biodiversity conservation. *The Nature Conservancy Global Fire Initiative Technical Report, January*, 17. http://mrcc.isws.illinois.edu/living_wx/wildfires/fire_ecosystems_and_people.pdf
- Simpson, K. J., Ripley, B. S., Christin, P. A., Belcher, C. M., Lehmann, C. E. R., Thomas, G. H., & Osborne, C. P. (2016). Determinants of flammability in savanna grass species. *Journal of Ecology*, 104(1), 138–148. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12503>
- Simula, M., & Mansur, E. (2011). Un desafío mundial que reclama una respuesta local. *Unasylva* 238, 62(2), 3–7. <http://www.fao.org/docrep/015/i2560s/i2560s01.pdf>
- Stevens-Rumann, C. S., Kemp, K. B., Higuera, P. E., Harvey, B. J., Rother, M. T., Donato, D. C., Morgan, P., & Veblen, T. T. (2018). Evidence for declining forest resilience to

- wildfires under climate change. *Ecology Letters*, 21(2), 243–252. <https://doi.org/10.1111/ele.12889>
- Taber, E. M., & Mitchell, R. M. (2023). Rapid changes in functional trait expression and decomposition following high severity fire and experimental warming. *Forest Ecology and Management*, 541(May), 121019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121019>
- Tejero, D., Mehlreter, K., Torres, A., & Kromer, T. (2011). Helechos y licopodios. *La Biodiversidad En Veravruz Estudio de Caso, II*(January).
- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler, A. (2009). Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. In *Technical Series: Vol. no. 43* (Issue April 2014). <http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-43-en.pdf>
- Tolhurst, K., & Cheney, N. P. (1999). Synopsis of the Knowledge Used in Prescribed Burning in Victoria. *Victoria*.
- Uhl, C., & Buschbacher, R. (1985). A Disturbing Synergism Between Cattle Ranch Burning Practices and Selective Tree Harvesting in the Eastern Amazon. *Biotropica*, 17(4), 265. <https://doi.org/10.2307/2388588>
- Uhl, C., & Kauffman, B. (1990). Deforestation , Fire Susceptibility , and Potential Tree Responses to Fire in the Eastern Amazon. *Ecological Society of America*, 71(2), 437–449. <http://www.jstor.org/stable/1940299> DEFORESTATI
- Van Wagner, C. E. (1977). Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 283.
- Vásquez, A., Donoso, P., & Gerding, V. (2018). Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado - Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. In *Silvicultura en bosques nativos Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos* (pp. 1–281). https://www.researchgate.net/profile/Marina_Caselli/publication/325848341_Propuestas_silviculturales_para_el_manejo_de_bosques_de_Austrocedrus_chilensis_sanos_y_afectados_por_el_mal_del_cipres_de_Argentina/links/5b28eb610f7e9b1d0034b00b/Propuestas-silvicu
- Veblen, T. T. (1982). Growth patterns of Chusquea bamboos in the understory of Chilean

- Nothofagus forests and their influences in forest dynamics (Andes) . *Bulletin - Torrey Botanical Club*, 109(4), 474–487. <https://doi.org/10.2307/2996488>
- Vega, J. Cuiñas, P. Fontúrbel, M. F. C. (2000). PLANIFICAR LA PRESCRIPCIÓN PARA REDUCIR COMBUSTIBLES Y DISMINUIR EL IMPACTO SOBRE EL SUELO EN LAS QUEMAS PRESCRITAS. *Cuadernos de La S.E.C.F.*, 189–198.
- Vélez, R. (2000). *La defensa contra los incendios forestales* (McGraw-Hill).
- Villarreal, H., Nuñez, M., Zorro, W., & Pacheco, C. (2017). Plan de Manejo del Santuario de Fauna y Flora Iguaque. Parques Nacionales Naturales de Colombia. *Unidad Administrativa Especial Del Sistema de Parques Nacionales Naturales*, 263.
- Viney, N. R. (1991). A review of fine fuel moisture modelling. *International Journal of Wildland Fire*, 1(4), 215–234. <https://doi.org/10.1071/WF9910215>
- Whelan, R. (1995). *The Ecology of Fire*.
- Whelan, R. J. (2009). The ecology of fire-developments since 1995 and outstanding questions. *Proceedings of the Royal Society of Queensland*, 115, 59–68.
- Williams, R., Cook, G., Gill, A., & Moore, P. (1999). Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 24(9), 50–59. <https://doi.org/10.1890/12-0354.1>
- Xelhuantzi, J., Flores, J., & Chávez, Á. (2011). Análisis comparativo de cargas de combustibles en ecosistemas forestales afectados por incendios. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2(3), 37–52.
- Yebra, M., & Chuvieco, E. (2007). Generación de un Modelo de Peligro de Incendios Forestales mediante Teledetección y SIG. *TELEDETECCIÓN - Hacia Un Mejor Entendimiento de La Dinámica Global y Regional*.