

EFECTO DE BORDE SOBRE LA VEGETACIÓN EMERGENTE EN ÁREAS
FRAGMENTADAS DE PIEDEMONTE EN LA RESERVA FORESTAL PROTECTORA
CAÑO VANGUARDIA Y QUEBRADA VANGUARDIUNO, VILLAVICENCIO – META



ALBERTO CORTES SANTOS
CARLOS VARÓN HERNÁNDEZ

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
VILLAVICENCIO

2018

EFECTO DE BORDE SOBRE LA VEGETACIÓN EMERGENTE EN ÁREAS
FRAGMENTADAS DE PIEDEMONTE EN LA RESERVA FORESTAL PROTECTORA
CAÑO VANGUARDIA Y QUEBRADA VANGUARDIUNO, VILLAVICENCIO – META

ALBERTO CORTES SANTOS
CARLOS VARÓN HERNÁNDEZ

Trabajo de grado presentado como requisito para optar el título de Ingeniera Ambiental.

Asesor:
PhD. RODRIGO ISAAC VELOSA CAICEDO
Doctor en Biología

UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
VILLAVICENCIO

2018

Autoridades Académicas

P. JUAN UBALDO LÓPEZ SALAMANCA, O. P.

Rector General

P. MAURICIO ANTONIO CORTÉS GALLEGO

Vicerrector Académico General

P. JOSÉ ARTURO RESTREPO RESTREPO, O. P.

Rector Sede Villavicencio

P. FERNANDO CAJICÁ GAMBO, O.P.

Vicerrector Académico Sede Villavicencio

JULIETH ANDREA SIERRA TOBÓN

Secretaria de División Sede Villavicencio

YÉSICA NATALIA MOSQUERA BELTRÁN

Decana Facultad de Ingeniería Ambiental

Nota De Aceptación

YÉSICA NATALIA MOSQUERA BELTRÁN

Decana de la Facultad de Ingeniería Ambiental

RODRIGO ISAAC VELOSA CAICEDO

Director trabajo de grado

JAIME ARTURO OREJARENA CUARTAS

Jurado

JUDITH TERESA MEJÍA LOZANO

Jurado

Villavicencio, 1 de agosto de 2018

Dedicatoria

A mi madre Magdalena y a mi padre Alberto quienes me dieron la vida, educación, consejos y amor incondicional durante estos largos años.

Dedicatoria

A Dios por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud. A mis padres por ser el pilar fundamental en todo lo que soy, en toda mi educación, tanto académica, como de la vida, por su incondicional apoyo, amor y esfuerzo. Todo este trabajo ha sido posible gracias a ellos.

Agradecimientos

Nuestros más sinceros agradecimientos a:

A nuestras familias por el apoyo incondicional en nuestro proceso de formación.

A nuestro director de trabajo de grado, Biólogo M.Sc. Rodrigo Isaac Velosa Caicedo por guiarnos en el desarrollo del trabajo y aportar todo su conocimiento, experiencia, y paciencia en este largo año.

A la Prof. Alejandra Bernal por todo el apoyo que nos brindó para el desarrollo de este trabajo de grado.

Al Prof. Jorge Pardo por su orientación y compromiso con la enseñanza durante estos años.

Al grupo de investigación GECHOA de la Universidad Santo Tomás por acogernos y permitirnos desarrollar nuestro trabajo de grado.

A los profesores de la Facultad de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Santo Tomás sede Villavicencio que aportaron su conocimiento y dedicación a lo largo de estos años.

A los pobladores de la zona de estudio por su amabilidad y comprensión al momento de ingresar a sus predios en la fase de campo.

A todas las personas que de una u otra forma estuvieron presentes impulsando este trabajo de grado, en especial a Stefania T y Diana H.

Resumen

La presente investigación estudia el efecto de borde en áreas de piedemonte llanero, tomando como objeto de estudio fragmentos de la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno en el municipio de Villavicencio. Se muestrearon 9 fragmentos de bosque clasificados en tres diferentes tamaños (< 6 ha, $6 - 14$ ha y > 14 ha), en cada fragmento se trazaron tres transectos con una longitud de 40 m, donde se dispusieron en cada uno seis diferentes distancias desde el borde (0, 2.5, 5, 10, 20 y 40 m) puntos y parcelas de muestreo de 2.5 m x 10 m y 1 m x 1 m en las cuales se realizaron levantamientos de vegetación (composición de especies, profundidad de la hojarasca y densidad del follaje del sotobosque) y variables microclimáticas (humedad relativa del aire, temperatura del aire y suelo). Los resultados muestran tendencias al cambio de las variables analizadas desde el borde del bosque al interior, pese a ello, estas tendencias no fueron significativas estadísticamente ya que el patrón de las variables es irregular y poco claro en cada uno de los fragmentos de estudio, concluyendo que no hay un efecto de borde, sin embargo, se reitera que la zona presenta muchos factores que intervienen en la determinación del efecto de borde siendo los de mayor relevancia las intervenciones antropogénicas y la variabilidad que presenta la topografía en cada uno de los fragmentos. Se recomienda para futuras investigaciones aumentar la longitud de los transectos y considerar los factores de influencia anteriormente mencionados.

Palabras clave: Efecto de borde, fragmentación, variables microclimáticas, composición vegetal, estructura de la vegetación, diversidad, piedemonte llanero.

Abstrac

This research studies the edge effect in flat piedmont areas, taking fragments from the Caño Vanguardia and Quebrada Vanguardiuno Protected Forest Reserve in the municipality of Villavicencio as the object of study. Nine forest fragments classified in three different sizes (< 6 ha, $6 - 14$ ha and > 14 ha) were sampled, and three transects with a length of 40 m were traced in each fragment, each with six different distances from the edge (0, 2.5, 5, 10, 20, 40 m) sampling points and plots of 2.5 m x 10 m and 1 m x 1 m in which vegetation (species composition, leaf litter depth and density of ground vegetation) and microclimatic variables (relative air humidity, air temperature and soil) were surveyed. The results show tendencies to change the variables analysis from the edge of the forest to the interior, although, these tendencies were not statistically significant since the pattern of the variables is irregular and unclear in each of the fragments of the study, concluding that there is no edge effect, however, it is reiterated that the area has many factors involved in determining the edge effect, the most relevant being the anthropogenic interventions and the variability of the topography in each of the fragments. It is recommended for future research to increase the length of the transects and to consider the influence factors mentioned above.

Key words: Edge effect, fragmentation, microclimatic variables, vegetal composition, structure of vegetation, piedmont llanero.

Tabla de contenido

	Pág.
1. Introducción.....	18
2. Planteamiento del problema	19
2.1. Formulación entorno al problema.....	22
3. Objetivos.....	23
3.1. Objetivo general	23
3.2. Objetivos específicos.....	23
4. Justificación	24
5. Alcance	27
5.1. Limitaciones	29
6. Antecedentes.....	30
7. Marco referencial.....	34
7.1. Vegetación en Colombia	34
7.2. Áreas protegidas en Colombia.....	35
7.3. Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno	36
7.4. Bosque Tropical Húmedo o Selva Tropical Húmeda.....	36
7.5. Piedemonte Llanero	37
7.5.1. Vegetación del piedemonte llanero.....	38
7.5.2. Clima del piedemonte llanero.	39
7.6. Variables de vegetación.....	40
7.7. Índices de diversidad	40
7.7.1. Diversidad Alfa.....	41
7.7.2. Diversidad Beta.....	46
7.8. Análisis de correspondencia Detrended (DCA)	46
7.9. Microclima.....	47
7.10. Fragmentación	48
7.11. Efecto de Borde	49
7.12. Marco legal	51
8. Metodología.....	54

8.1.	Evaluación preliminar del estado de la fragmentación del área de estudio.....	54
8.2.	Diseño de muestreo	54
8.3.	Levantamiento de información.....	55
8.3.1.	Medición de variables en puntos de muestreo.	55
8.3.2.	Medición de variables en parcelas de muestreo.....	56
8.4.	Procesamiento y análisis.....	57
9.	Resultados.....	59
9.1.	Variabilidad en composición, estructura, diversidad de plantas y microclima en fragmentos menores de (< 6 ha).....	59
9.1.1.	Microclima.....	59
9.1.2.	Composición y estructura de la vegetación.	61
9.1.3.	Diversidad de especies.....	66
9.2.	Variabilidad en composición, estructura, diversidad de plantas y microclima en fragmentos de tamaño mediano (entre 6 y 14 ha)	70
9.2.1.	Microclima.....	70
9.2.2.	Composición y estructura de la vegetación.	72
9.2.3.	Diversidad de especies.....	77
9.3.	Variabilidad en composición, estructura, diversidad de plantas y microclima en fragmentos de tamaño grande (> 14 ha).....	81
9.3.1.	Microclima.....	81
9.3.2.	Composición y estructura de la vegetación.	83
9.3.3.	Diversidad de especies.....	88
9.4.	Relación entre la composición, diversidad de especies y variables microclimáticas con el efecto de borde.....	92
10.	Conclusiones.....	95
11.	Discusión	97
12.	Recomendaciones	102
13.	Referencias bibliográficas	104
	Anexo 1. Certificado de calibración del “termohigrómetro RH/Temperature Monitoring Traceable Hygrometer”	120
	Anexo 2. Certificado de calibración del “Termometro digital, Hanna HI-145” para la medición de la temperatura del suelo.....	121
	Anexo 3. Listado de especies de plantas y variables microclimáticas registradas en el área de estudio.....	122

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1. Área de estudio; fragmentos de bosque en la reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.	27
Figura 2. Diseño metodológico: ubicación de parcelas y puntos de muestreo sobre cada transecto, en la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.	55
Figura 3. Valores de humedad relativa de del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.	59
Figura 4. Valores temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.....	60
Figura 5. Valores de temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.	61
Figura 6. Familias con mayor riqueza acumulada de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha.), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.	62
Figura 7. Variación del número acumulado de familias y de especies de plantas registradas a seis (6) diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos menores de 6 ha cada uno, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.....	63

Figura 8. Variación del número de individuos registrados a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos menores de 6 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno..... 63

Figura. 9. Valores de densidad de follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 64

Figura. 10. Valores de profundidad de hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 65

Figura. 11. Dendrograma de similitud en la composición y abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia desde el borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos de tamaño menor a 6 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno..... 66

Figura. 12. Curvas de rarefacción del número esperado de especies versus tamaño de la muestra, para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en fragmentos de tamaño menores a 6 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 67

Figura 13. Curvas Rango-Abundancia para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos menores de 6 ha, la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. (Nota: El eje X representa la distribución de las especies discriminada de acuerdo a la distancia al borde, en orden decreciente de abundancia). 68

Figura 14. Valores de humedad relativa del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 70

Figura 15. Valores de temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 71

Figura 16. Valores de temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 72

Figura 17. Familias con mayor riqueza acumulada de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha.), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 73

Figura 18. Variación del número acumulado de familias y de especies de plantas registradas a seis (6) diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 74

Figura 19. Variación del número de individuos registrados a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 74

Figura 20. Valores de la densidad de follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 75

Figura 21. Valores de profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 76

Figura 22. Dendrograma de similitud en la composición y abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia desde el borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos de tamaño entre 6 a 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 77

Figura 23. Curvas de rarefacción del número esperado de especies versus tamaño de la muestra, para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en fragmentos de tamaño entre 6 a 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 78

Figura. 24. Curvas Rango-Abundancia para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos entre 6 a 14 ha, la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. (Nota: El eje X representa la distribución de las especies discriminada de acuerdo a la distancia al borde, en orden decreciente de abundancia). 79

Figura. 25. Valores de humedad relativa del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 81

Figura. 26. Valores de temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 82

Figura. 27. Valores de temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 83

Figura 28. Familias con mayor riqueza acumulada de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha.), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 84

Figura 29. Variación del número acumulado de familias y de especies de plantas registradas a seis (6) diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 85

Figura 30. Número de individuos registrados a diferentes distancias desde el borde de bosque, en fragmentos de tamaño > 14 ha de la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 85

Figura 31. Valores de densidad de follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 86

Figura 32. Valores de profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 87

Figura 33. Dendrograma de similitud en la composición y abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia desde el borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos de tamaño con más de 14 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.... 88

Figura 34. Curvas de rarefacción del número esperado de especies versus tamaño de la muestra, para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en fragmentos de tamaño con más de 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. 89

Figura 35. Curvas Rango-Abundancia para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos con más de 14 ha, la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. (Nota: El eje X representa la distribución de las especies discriminada de acuerdo a la distancia al borde, en orden decreciente de abundancia). 90

Figura 36. Análisis de Correspondencia (Detrended), donde se ilustra la distribución de 118 especies de plantas y 5 variables ambientales y microclimáticas incluidas (las variables con mayor relación aparecen encerradas en un círculo). 92

Lista de tablas

Pág.

Tabla 1. Resumen de las causas y consecuencias en torno al problema principal de fragmentación.	20
Tabla 2. Variación en los índices de diversidad alfa a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque.....	69
Tabla 3. Variación en los índices de diversidad alfa a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque.....	80
Tabla 4. Variación en los índices de diversidad alfa a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque.....	91
Tabla 5. Listado de especies que ocupan sitios cercanos al borde o al interior del bosque.....	94

Lista de anexos

Pág.

Anexo 1. Certificado de calibración del “termohigrómetro RH/Temperature Monitoring Traceable Hygrometer”	120
Anexo 2. Certificado de calibración del “Termometro digital, Hanna HI-145” para la medición de la temperatura del suelo	121
Anexo 3. Listado de especies de plantas y variables microclimáticas registradas en el área de estudio	122

1. Introducción

Los ecosistemas de piedemonte llanero son una pequeña franja con condiciones vegetales y microclimáticas muy específicas por su ubicación geográfica en la vertiente oriental de la cordillera oriental, con hábitats muy fértiles y de una riqueza biológica elevada (Paris, 2014), por lo cual se han convertido en sitios de interés estratégico para la agroindustria, ganadería y parcelación de predios privados (Benavides, 2010) siendo propensos a la fragmentación del ecosistema, originando aislamiento de parches de bosque, cambios en las relaciones funcionales e incremento de bordes y su efecto (Parra, 2012). Dicho efecto puede definirse como el resultado de las interacciones de dos ecosistemas (Murcia, 1995) o cualquier cambio en la distribución de una variable ya que es la transición entre dos ecosistemas (Danielson & S. Anderson, 1999).

La principal consecuencia del problema de la fragmentación del hábitat es el efecto de borde (Gurrutxaga & Lozano, 2006) que se encuentra asociada con la extensión de hábitats insuficientes, cambios en las condiciones microclimáticas y de vegetación, incursión de especies invasoras, desplazamiento de especies (Lopez, 2004) deteriorando la dinámica natural de los bosques (Harper et al., 2005).

La investigación de esta problemática recae en el interés de profundizar en el comportamiento que se presentan en los bordes de bosque y las interacciones entre las variables microclimáticas y de vegetación, ya que hasta el momento no se cuenta con bases científicas que permitan abordar esta alteración en este tipo de ecosistemas con total claridad, además los estudios existentes proponen metodologías globales que no tienen en cuenta factores locales para el manejo en conjunto de las variables, que permitan llegar a resultados precisos (Murcia, 1995).

La determinación del efecto de borde se realizó mediante levantamientos de vegetación e información microclimática específica en cada parche de bosque seleccionado de la Reserva Forestal Protectora (RFP) “Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno”, con el fin de determinar en cada tipo de fragmento y entre los fragmentos las diferencias significativas entre las variables medidas, logrando así determinar el tamaño del efecto de borde y la influencia del mismo en el estado actual del bosque, y de esta forma contribuir con bases sólidas desde la academia para el mejoramiento del plan de manejo de la reserva y el plan de ordenamiento municipal, principalmente para la selección de sitios para conservación en áreas de piedemonte llanero.

2. Planteamiento del problema

Actualmente la fragmentación de los bosques es una de las principales problemáticas que afronta la conservación (Bustamante & Grez, 1995). La fragmentación de paisajes naturales ha causado graves impactos sobre diversos ecosistemas, incluidos los de piedemonte llanero, lo que puede derivar en la disminución o pérdida del hábitat y en la extinción gradual de especies (Van Ausdal, 2009).

Las primeras formas de ocupación de la reserva correspondieron a un sistema de haciendas las cuales fueron asentadas en búsqueda de áreas más prosperas para la agricultura y la ganadería (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004c). Inicialmente los pobladores se dedicaron a la producción agrícola y poco a poco fueron implementando la ganadería, reemplazando los cultivos por pasto braquiaria (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d).

En la década del 40 las reservas de “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno” (colindantes entre sí) mantenían una cobertura vegetal casi en totalidad de bosques originales de las estribaciones de la cordillera Oriental (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d) (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004e). Sin embargo, hacia la década del 60 los bosques que cubrían el sector norte, terrenos de la actual vereda Puente Amarillo, fueron eliminados casi en su totalidad para dar paso a zonas productivas (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004e).

En el “Cerro Vanguardia” la vegetación no fue objeto de intervención manteniendo coberturas boscosas primarias (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004e), debido a la relación con las altas pendientes allí existentes, las cuales dificultan la implementación de actividades agropecuarias (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004c). Este estudio se efectuó en el sector de la Reserva Forestal Protectora “Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno”, coincidiendo con la zona de mayor fragmentación de la vereda Puente Amarillo.

La Reserva Forestal Protectora “Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno” cumple un papel vital en la conservación de los ecosistemas, debido a su estado de protección, permitiendo salvaguardar los factores bióticos y abióticos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible,

2015). Debido a la poca cobertura vegetal protectora y el uso agropecuario que tradicionalmente ha existido en esta zona ha generado el deterioro de las zonas naturales, fragmentando los ecosistemas, aumentando la susceptibilidad de los mismos a condiciones adversas, debilitado las funciones de protección que ofrece la Reserva Forestal Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b).

Tabla 1. *Resumen de las causas y consecuencias en torno al problema principal de fragmentación.*

Causas	Problema	Consecuencias
Actividades agropecuarias y de expansión urbana	Fragmentación del hábitat	Cambio drástico en las condiciones microclimáticas
		Extensión de hábitat insuficientes
		Disminución drástica de especies
		Acceso de especies potencialmente invasoras
		Desplazamiento de especies nativas
		Disminución en la riqueza de especies
		Mortalidad o desaparición de una especie
		Afectación en las interacciones y funciones ecológicas que presentan los parches de bosque

Nota: Descripción de las consecuencias generadas a partir de la fragmentación de los bosques en la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El problema de la fragmentación en la reserva trae consigo una serie de consecuencias asociadas, entre las que se encuentran las siguientes (Granados, Serrano Giné, & García-Romero, 2014) (tabla 1):

- Efecto de borde, producto de un cambio drástico en las condiciones microclimáticas en los bordes de los fragmentos, puede ocasionar disminución en la riqueza de especies y aumentar la dominancia en alguna de ellas. El borde se ha definido como un hábitat distinto, la zona de amortiguamiento que divide dos áreas que contienen condiciones diferentes en la estructura de la vegetación y su biota, por este motivo el aumento de dicho efecto disminuye el área del parche de bosque exponiendo a las especies a condiciones diferentes (Granados et al., 2014). Es razonable esperar que los gradientes microclimáticos de los bordes de bosques afectan un amplio rango de especies forestales y lleven a un correspondiente gradiente de abundancia de determinadas especies (Thiele, 2000).

- Extensión de hábitat insuficiente, por lo cual las especies pueden no disponer de los recursos necesarios (hábitat y alimento) para su supervivencia; este es el caso de las especies que requieren de grandes áreas para sobrevivir.
- Disminución drástica en la abundancia o número de individuos de algunas especies, aportando consigo problemas de consanguinidad, aumentando la posibilidad de cruces entre individuos genéticamente similares, dañando de esta forma la diversidad genética y afectando las estructuras demográficas de las poblaciones (Picó, 2005).
- Facilita el acceso de especies potencialmente invasoras a las zonas de borde, aumentando el desplazamiento y mortalidad de especies nativas, debido a la susceptibilidad que estas tienen al cambio (Rintoul & Snyder, 2014).
- Afectan especies de importancia que incluyen a polinizadores, dispersores, predadores etc., generando efectos en cadena que afectan la riqueza de especies (Martínez, Castillo, & Guadarrama, 2009).
- Puede causar mortalidad directa de los individuos de una especie o hacerla desaparecer en su totalidad (Laurance & Useche, 2009).

Todos los factores asociados con la fragmentación del hábitat afectan las interacciones y funciones ecológicas que presentan los parches de bosque, debilitando el propósito general de conservación en zonas de reserva (Bustamante & Grez, 1995).

El supuesto que se mantiene a lo largo de la investigación es la existencia de una relación entre el efecto de borde con el tamaño del fragmento y la distancia desde el borde hacia el interior. En este estudio se plantean las hipótesis que a mayor tamaño del fragmento menor será el efecto de borde y entre mayor sea la distancia hacia el interior del fragmento el efecto de borde será menor.

2.1. Formulación entorno al problema

A partir de las hipótesis propuestas para la investigación se planteó la siguiente pregunta problema con el fin de determinar el efecto de borde en las áreas de estudio:

¿Cuál es la variación de las características microclimáticas y en la composición-estructura y diversidad de la vegetación, en nueve (9) sitios de interfase pastizal – bosque correspondiente a fragmentos de diferentes tamaños en la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno en Villavicencio – Meta en un periodo de 6 meses?

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de borde sobre la vegetación emergente en nueve (9) sitios de interfase pastizal – bosque correspondiente a fragmentos de diferente tamaño, mediante levantamiento de vegetación y medición de variables microclimáticas para contribuir a la priorización de áreas de conservación y restauración en la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno de Villavicencio, en un periodo de 6 meses.

3.2. Objetivos específicos

- Evaluar de manera preliminar el “estado de la fragmentación” en el área de estudio (número de fragmentos y tamaño de fragmentos).
- Evaluar las variaciones en composición-estructura y diversidad de la vegetación en nueve (9) sitios de interfase pastizal – bosque, mediante el empleo de índices ecológicos de diversidad.
- Relacionar las variaciones de las características microclimáticas (Humedad relativa, temperatura del aire y del suelo) con las variaciones en la composición-estructura y diversidad de la vegetación en nueve (9) sitios de interfase pastizal – bosque, mediante el uso de técnicas multivariadas de ordenación.

4. Justificación

Los bosques son el hogar del 80 % de la biodiversidad mundial de plantas y animales y, por ello, su destrucción pone en peligro la supervivencia de muchas especies (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018). Colombia es el segundo país mega diverso (Romero et al., 2009), ocupa el puesto 13° con bosques tropicales en el mundo y es el tercer país de Suramérica con más cobertura boscosa en su territorio (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2011) con 59.9 millones de hectáreas de bosque natural, equivalentes al 52 % de su territorio (MADS, 2018).

Los bosques son de gran importancia para la vida de los colombianos ya que regulan el ciclo del agua, protegen los suelos, contribuyen a regular el clima, son territorios para comunidades que los habitan y fuente de diferentes recursos para la vida, y sobre todo, porque son el hábitat de miles de especies de fauna y flora.

La deforestación del bosque tropical es responsable de la masiva extinción de especies, y la disminución de la diversidad biológica. Los efectos de este proceso son la destrucción del hábitat, aislamiento en fragmentos de bosque, consecuencias físicas y biológicas por el efecto de borde y efectos buffer con zonas de transición a áreas deforestadas (Cortés, 2013).

Colombia ha mantenido una alta tasa de deforestación, siendo una amenaza constante para la supervivencia de los bosques, tan solo entre los años 2016 y 2017 la deforestación aumento un 23 % correspondiente a 219.973 ha (Paz, 2018a), y en áreas protegidas tampoco las cifras son alentadoras, con un aumento del 16.5 % equivalente a 12.417 ha (Paz, 2018b) evidenciando que muchas de las áreas protegidas del país no están cumpliendo con sus funciones de conservación.

Es por ello que la determinación y evaluación del efecto de borde en fragmentos con interfase pastizal – bosque de la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno a escala de parcela, constituye un aporte al establecimiento del estado actual del ecosistema presente en los fragmentos de bosque estudiados, facilitando la toma de decisiones en procesos de restauración o conservación en la reserva forestal y en sitios de todo el cinturón verde del piedemonte llanero.

La evaluación de las distorsiones de las variables microclimáticas junto con la composición - estructura y diversidad de la vegetación a lo largo de los fragmentos, conlleva a la obtención de

resultados que permiten el fortalecimiento de las bases académicas, favoreciendo la justificación de tiempo y recursos de futuros proyectos. Dadas las condiciones de fragmentación de la reserva y su posible efecto sobre la composición-estructura y diversidad de la vegetación, los estudios tendientes a establecer esta relación son importantes y de referencia para la selección de áreas protegidas.

Además, la importancia de esta investigación se justifica para:

- Facilitar el proceso de selección de sitios de importancia para la aplicación de técnicas de conservación y restauración que permite priorizar áreas con mayor tendencia a la generación de drásticos efectos de borde, mejorando los procesos de conservación.
- Ampliar la base de información científica de efecto de borde en el piedemonte llanero, siendo de gran importancia ya que no se cuentan con estudios sobre el tema en estas zonas, ayudando a la determinación de la dinámica específica de dicho efecto en esta zona biogeográfica con el fin de ser una referencia para futuros proyectos y estudios.
- Ayudar a establecer relaciones del efecto de borde con el área de un fragmento, sirviendo de base para la obtención de tamaños mínimos de fragmentos que puedan tener viabilidad para la conservación y restauración del ecosistema en el área de estudio, información fundamental para la delimitación de zonas de protección en los planes de ordenamiento territorial.
- Proporcionar listados de especies de la zona de estudio facilitando la implementación de procesos de restauración, debido a que se puede determinar el estado sucesional del bosque, ayudando a la implementación de técnicas específicas para dicho proceso, ahorrando tiempo y recursos.
- Aportar al plan de manejo de la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, mediante el establecimiento de recomendaciones para la selección de áreas

prioritarias de conservación y restauración, permitiendo identificar el estado actual de los objetivos de conservación, orientando las futuras mejoras al plan de manejo de la reserva.

5. Alcance

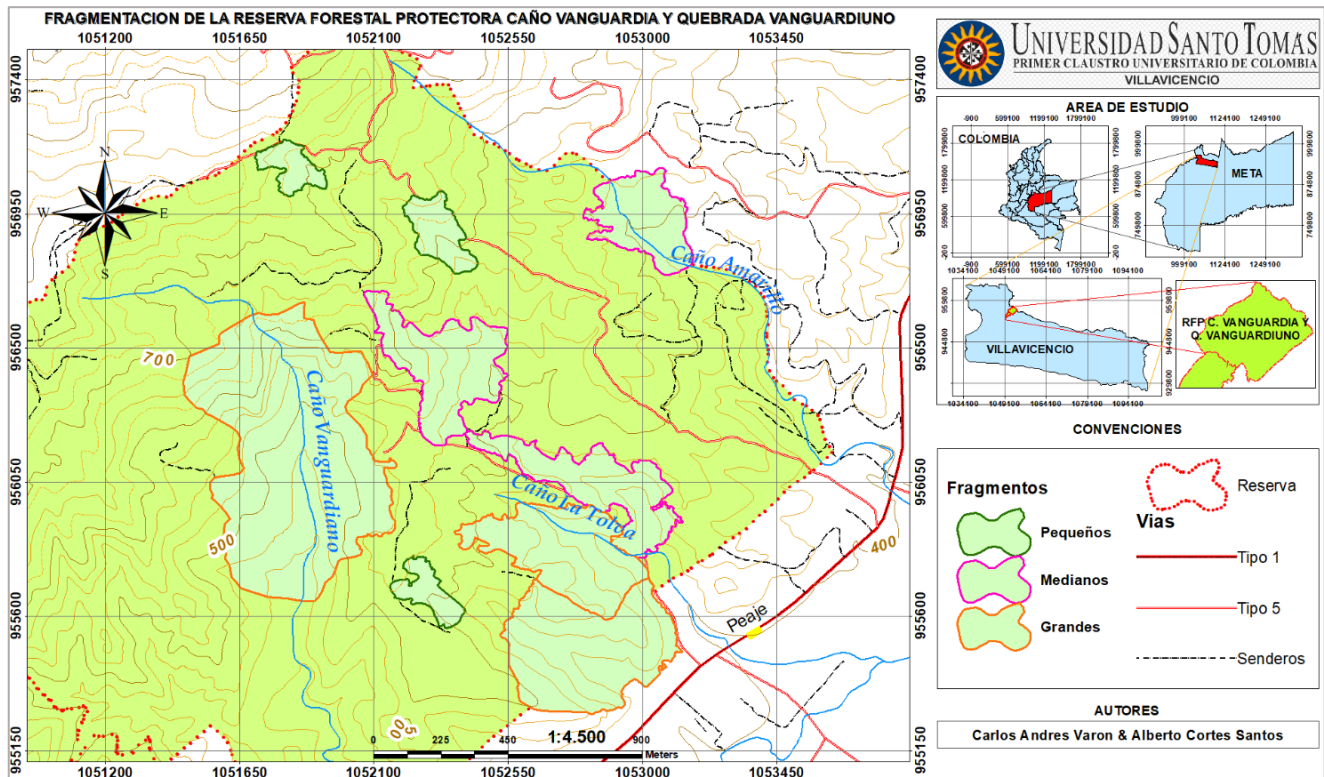


Figura 1. Área de estudio; fragmentos de bosque en la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El área de estudio se encuentra dentro del municipio de Villavicencio (04° 09' 00,83" N y 73° 38' 24,26" O) capital del Departamento del Meta (Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 1991), en la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, ubicada al norte de la ciudad en la vereda Puente Amarillo y al margen izquierdo de la vía que conduce hacia el municipio de Restrepo, cuenta con una extensión aproximada de 533 hectáreas (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d), siendo sus fragmentos de bosque de diferentes tamaños los sitios de muestreo (figura 1).

La Reserva presenta una temperatura media anual de 25.65 °C, un promedio anual de precipitación de 4600 mm con una escala altitudinal entre los 380 msnm en la cuenca baja de la quebrada Puente Amarillo y los 705 msnm sobre la divisoria de aguas que conforman el área de

drenaje hacia río Guatiquía y las cuencas de los caños Vanguardia, Toldaviuno, Puente Amarillo y la quebrada Vanguardiuno (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d).

En la reserva se encuentran tres tipos de unidades vegetales distribuidos en forma regular a lo largo del territorio:

Bosques primarios intervenidos que aún muestran una importante composición florística y son objeto de una constante intervención, debido a la extracción selectiva de especies valiosas y el leñateo, lo cual se evidencia en la abundancia de individuos delgados y pocos árboles de gran tamaño (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004a). Bosques secundarios maduros, se caracterizan por presentar alturas promedio de 18 metros con diámetros de hasta 20 cm y se encuentran en su mayoría entremezclados con los bosques primarios intervenidos por lo que es muy difícil su diferenciación (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004a). En menor proporción se encuentran bosques secundarios jóvenes, correspondientes a sucesiones tempranas de más de 10 años que han aparecido por el cese de las actividades productivas (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004a).

La investigación abarca principalmente a los sectores en donde se encuentra la mayor concentración de bosques secundarios los cuales han sido fragmentados históricamente para el uso de actividades agropecuarias y de expansión urbana (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004e). Debido a esto se realizó un seguimiento a la vegetación emergente durante un periodo de 6 meses en fragmentos correspondiente a tres diferentes tamaños; tamaños pequeños con áreas inferiores a 6 ha, tamaños medianos que corresponden a áreas entre 6 y 14 ha y tamaños grandes aquellos con áreas de 14 ha o más. Además, de tener en cuenta el tamaño de fragmento, se tienen en cuenta otros criterios para su selección (Lin & Cao, 2009; Thiele, 2000):

- La ubicación del fragmento debe estar en una interfase bosque – pastizal.
- Los bordes deben mantener una orientación similar.
- El fragmento tiene un área mínima de 0.6 ha.

Los fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha) se ubican en zonas con pendientes pronunciadas, alrededor del 40 %, aislados de las masas boscosas y colindantes con predios de fincas de los pobladores evidenciándose la intervención mediante caminos de herradura y senderos para el aprovechamiento forestal e hídrico. En estos la interfase pastizal-bosque se encontró

notablemente en los 3 fragmentos. Cabe mencionar que en 2 de las réplicas se encuentran nacederos (manantiales) de agua que seguían su curso por medio de arroyos.

En los fragmentos de tamaño mediano (entre 6 y 14 ha) se encuentran pendientes de alrededor del 30 %, estos presentan la mayor conexión con los demás parches de bosque y sus bordes son los menos definidos. La vegetación presenta un alto grado de perturbación en la zona media de la reserva, siendo está influenciada por senderos para acceder a las fincas y el mantenimiento de poda es notable; estos disponen de arroyos que los atraviesan y rodean pero el aprovechamiento hídrico se dificulta por la densidad vegetal y laderas creadas por el mismo curso del cuerpo de agua. Están rodeados de pastos, maleza y matorrales en algunos sectores, no se ven influenciados en menos de 100 m a la redonda por el establecimiento de construcciones.

Por otro lado, los fragmentos de tamaño grande (> 14 ha) tiene una particular influencia de viviendas por encontrarse en la parte baja de la reserva y en terrenos de poca pendiente. Presentan el mayor grado de perturbación antropogénica en sus bordes y en el interior, en donde se nota que la vegetación del sotobosque está en constante poda para el fácil acceso para el aprovechamiento forestal. Las lluvias logran crear un nivel de arrastre que ayuda a despejar sitios en su interior. Gracias a su tamaño, se logran conectar mediante corredores con otros fragmentos y son el medio para la transición de fauna que habita el área. Tan solo una réplica se ve influenciado por un arroyo que lo rodea y cruza.

5.1. Limitaciones

- Falta de referencias científicas sobre efecto de borde en áreas de piedemonte, limitando la discusión de resultados.
- Dificultad para el levantamiento de información primaria en puntos y parcelas de muestreo idóneas, debido a problemas en la accesibilidad y topografía del área.

6. Antecedentes

En el departamento del Meta y en áreas fragmentadas de piedemonte llanero no se han llevado a cabo estudios sobre el impacto de la fragmentación por intervención antrópica, en donde se relacionen las interacciones que se presentan entre dos ecotonos.

El término “efecto de borde” fue utilizado por primera vez por Leopold (1933), quien lo uso para explicar la alta riqueza de especies registrada en los bordes (Lopez, 2004). “Posteriormente el concepto incluyó los efectos negativos de borde sobre la comunidad forestal y ha sido ampliamente estudiado para el diseño de zonas de amortiguamiento en áreas naturales protegidas” (Lopez, 2004). En estos tiempos, el concepto engloba un extenso rango de procesos, influencias mutuas y flujos ecológicos que pueden resultar en cambios en la estructura y composición de los bordes y hábitats adyacentes (Fry & Sarlöv, 1997) como se cita en (Lopez, 2004).

“En los años 90 se registró un incremento en los estudios de borde con relación a los realizados desde los 80 (Lidicker, 1999). Uno de los principales autores que incursiono en los estudios de efecto de borde fue Williams (1991) definiendo que el borde de un fragmento es la zona de interacción entre dos ambientes con configuraciones diferentes en la estructura de vegetación y su biota, que sirve de membrana o zona de amortiguamiento contra la proliferación de una perturbación. Este autor documento una alta variabilidad en la dinámica de los procesos y comunidades de los suelos forestales en función de la distancia a partir del borde, principalmente en bosques tropicales e incluyó, la variación temporal en las variables de respuesta, encontrando que los bordes de bosque son zonas muy dinámicas (Lopez, 2004).

El efecto de borde según Lidicker & Peterson (1999) se define como el cambio en la distribución de una variable en la transición entre hábitats. Según Murcia (1995) estos cambios ocurren en las zonas de borde son producidos por las interacciones de la matriz circundante sobre el fragmento, en donde se cambia la distribución de las variables (Lidicker & Peterson, 1999) considerándose como efecto de borde; sus investigaciones concluyeron que dicho efecto decrece conforme aumenta la distancia hacia el interior del fragmento, aunque de manera diferente en cada caso.

Los estudios posteriores en bosques se enfocaron principalmente en describir la composición y estructura de la vegetación a diferentes distancias a partir del borde hacia el interior del bosque (Sizer & Tanner, 1999) y relacionaron los patrones de vegetación con variables microclimáticas, principalmente los cambios en luz, temperatura y humedad del suelo (Harper et al., 2005). Estos últimos estudios fueron importantes al establecer la comparación de la comunidad forestal y las variables microambientales antes y después de la formación del borde (Ramos & Santos, 2006; Williams, 1990).

Lidicker & Peterson (1999) propusieron en sus resultados dos tipos generales de efecto de borde: el efecto de matriz y el efecto de ecotono. El primero hace referencia al cambio abrupto que ocurre en la zona de borde, mientras que el segundo, describe todas las posibles respuestas que se podrían presentar en la distribución de una variable y que podrían identificar al borde como un ambiente diferente; también existe la posibilidad de que no se genere ningún cambio en el borde y la variable tenga los mismos valores en los dos hábitats (Duelli, Studer, Marchand, & Jakob, 1990) como se cita en (Parra, 2012).

Diversos autores coincidieron sobre los efectos negativos de la fragmentación de los bosques, destacando algunas consecuencias, tales como: aumento en la susceptibilidad de las especies al borde produciendo tendencias a la extinción (Laurance & Useche, 2009), aumento de mortalidad de los árboles jóvenes, cambios en la composición de especies de plantas y animales junto a una variación en los procesos de dispersión de semillas y aumento en la depredación (Augusto, Tabanez, & Viana, 2000). Por otro lado, la fragmentación facilita el acceso al interior de los bosques por la comunidad, aumentando la caza y la extracción de recursos influyendo en gran medida en los cambios de uso de suelo, enfocándose generalmente a la agricultura (Parra, 2012).

El efecto de borde modifica los patrones y procesos ecológicos que se producen alrededor del borde de dos ecosistemas adyacentes (Fonseca & Joner, 2007) citado por (Tamasco, 2013). Sumado a estos cambios también interactúan los patrones microclimáticos junto con las condiciones físicas del suelo, que influyen en la estructura y composición de la vegetación a lo largo del perímetro del remanente de un bosque según lo registrado por (Fox, Taylor, Fox, & Williams, 1997) citado por (Peña, Monroy, Orozco, & Álvarez, 2005).

Según Didham & Lawton (1999), existen dos grupos de factores principales que son determinantes en la extensión y en la magnitud del efecto de borde en un fragmento de bosque. El

primero hace referencia a las influencias climáticas, mientras que el segundo corresponde a la estructura del borde, la cual influye también en la distancia de penetración del efecto de borde (Peña et al., 2005).

Para Turton y Freiburger (1997), existen tres tipos de efecto de borde que se presentan en los límites de estos fragmentos, éstos son el abiótico, el biológico directo y el biológico indirecto. El abiótico o físico corresponde a los cambios físicos en las condiciones del ambiente como lo es el viento, la variabilidad de la temperatura (tanto en el suelo como en el aire), la penetración lateral de la luz y una reducida humedad. Los factores biológicos directos se refieren a los cambios en la distribución y abundancia de las especies, como lo es la proliferación de la vegetación secundaria a lo largo del margen del bosque, invasiones arbóreas o de plantas y de animales generalistas; todo ello causado por las alteraciones en las condiciones físicas cerca del borde. Por último, los biológicos indirectos son aquellos cambios en las interacciones de las especies en o cerca del borde, debido a que en su conjunto se crea una alteración de los procesos ecológicos como lo es en los ciclos de los nutrientes y en los flujos de energía (Laurance & Bierregaard, 1996).

“Los estudios que aportaron datos sobre la complejidad de las interacciones biológicas relacionadas con el borde fueron las contribuciones de Ostfeld (1997), quienes mostraron que los patrones de depredación de semillas y plántulas de árboles en el gradiente de borde-campo abandonado se deben a la competencia interespecífica entre (*Microtus pennsylvanicus*) y (*Peromyscus leucopus*) dos especies de roedores. Este y otros estudios subsecuentes (Manson, Ostfeld, & Canham, 1999) resaltaron la necesidad de investigar las preferencias de microhábitat y las interacciones entre especies de depredadores en el gradiente espacial y sus consecuencias en términos de la regeneración del bosque” por (Lopez, 2004).

La complejidad de los sistemas forestales con actividad antropogénica llevó a considerar factores como el efecto de los claros, otros bordes cercanos y diferentes formas de disturbio en bosques tropicales (Malcolm, 1994), neotropicales y bosques templados (Restrepo & Gómez, 1998) citado por (Lopez, 2004). La mayor parte de las investigaciones mencionadas se enfocaron en el gradiente borde-bosque. Algunos estudios se enfocaron en la regeneración de áreas abiertas adyacentes al bosque, estimando la depredación de semillas o plántulas en el gradiente borde-pastizal (Manson et al., 1999). Recientemente más estudios consideran los cambios de las variables a lo largo del gradiente bosque-borde-externo, como en estudios de la vegetación (Oosterhoorn & Kappelle, 2000), abundancia de mamíferos, invertebrados y en experimentos sobre el

establecimiento y depredación de plántulas (Meiners, Pickett, & Handel, 2002) citado por (Lopez, 2004).

La dinámica espacial y temporal del microclima en el borde del bosque está determinada por la radiación solar, viento, agua y nutrientes del suelo, así como con la temperatura (Laurance, 2007; Ramos & Santos, 2006). La temperatura del suelo varía respecto a la distancia del borde, encontrando un aumento de la misma conforme se está más cerca del borde (Williams, 1991). Además de la temperatura del suelo, también se incrementa la temperatura ambiental, lo que derivan en cambios en la evapotranspiración del sitio; en relación al ciclo hidrológico, crece la demanda evaporativa del suelo en el borde (Miles et al., 2006).

El cambio de la temperatura del suelo puede tener implicaciones en la actividad microbiana del suelo, en la posibilidad de germinación de semillas y en el establecimiento de las plántulas. Además de lo anterior, los bordes también están expuestos a una elevada velocidad y turbulencia del viento (Laurance, 2007) citado por (Peña et al., 2005).

Los estudios del efecto del borde sobre interacciones han sido extensivamente estudiados en el campo de la depredación de nidos de aves en las últimas tres décadas (Castaño & Patiño, 2007). Existen diversas revisiones al respecto. A pesar de que muchos estudios indican mayor depredación de nidos cerca del borde, según la última revisión (54 estudios de 1978-1998) solo en el 43 % de los sitios se registró algún efecto de borde en al menos un tratamiento (Lahti, 2001).

Igualmente contradictoria es la relativamente reciente evidencia sobre la depredación o remoción de semillas cerca del borde (Martínez et al., 2009). Así, mientras algunos estudios reportan mayor depredación cerca del borde (Bonfil & Soberón, 1999), otros documentan menor depredación (Bowers & Dooley, 1993), e incluso otros no encuentran diferencias significativas entre el borde y el interior del bosque (Myster & Pickett, 1993). La falta de consenso en ambos casos se debe a la complejidad de la comunidad de depredadores. En la mayor parte de los estudios los nidos o semillas están expuestos a diferentes depredadores, lo cual genera gran variabilidad en los resultados tanto espacialmente como temporalmente.

Muy pocos estudios llegan a identificar los depredadores a nivel de género o especie y han estudiado los factores que afectan su abundancia, como las preferencias de microhábitat en el gradiente espacial (Manson et al., 1999) o la variabilidad temporal en sus recursos y poblaciones (Mike Conner & Perkins, 2003) citado por (Lopez, 2004).

7. Marco referencial

7.1. Vegetación en Colombia

Colombia comprende una gran biodiversidad, considerado como uno de los 12 países “mega diversos” del mundo (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015), dicho reconocimiento se debe a ocupar el primer lugar en riqueza de especies de vertebrados, aves y anfibios, el segundo lugar en peces de agua dulce y el tercer lugar en reptiles y mariposas (Rodríguez, 1997).

Sin embargo no solo el número de especies es de importancia, también cuenta con 53.2 millones de hectáreas de bosques naturales, 21.6 millones por otros tipos de vegetación, 1.10 millones por zonas de importancia hídrica y 38.4 millones de uso agrícola (Rodríguez, 1997), sumado a esto Colombia presenta un complejo esquema de patrones climáticos, geográficos, ecológicos y evolutivos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (MADS & PNUD), 2014) y de esta forma la biodiversidad colombiana logra predominar en número de especies y ecosistemas en comparación a otros países tropicales.

Contar con el título de ser un país “mega diverso” atrae muchos retos y problemáticas, dentro de los cambios de mayor significancia que impactan al país, son los cambios de cobertura que transforman el hábitat natural, siendo la deforestación, el paso de sistemas naturales a sistemas antrópicos y la minería son los que provocan un mayor impacto (MADS & PNUD, 2014).

Actualmente el bosque en Colombia representa el 52 % del territorio en los Biomas Amazónicos 67 % y Andinos 18 % región que a su vez tiene mayores superficies deforestadas (IDEAM, INVEMAR, SINCHI, IIAP, & IAvH, 2015). Debido a su gran variedad y cantidad de especies en el territorio Colombia presenta un altísimo riesgo de sufrir extinciones masivas, asociadas a la destrucción del hábitat, actualmente hay cerca de 1000 especies amenazadas (Cancillería Colombia, 2010).

En los periodos del 2002 al 2014 se identificaron disminuciones en las coberturas boscosas a nivel nacional (IDEAM et al., 2015) lo que ha llevado a sí mismo a la disminución de los espacios naturales donde las especies vegetales pueden subsistir adecuadamente, creando necesidades

investigativas para la prevención y detección de los fenómenos que afectan las coberturas naturales del territorio nacional (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2010).

7.2. Áreas protegidas en Colombia

Un área protegida se define como un espacio geográfico que está claramente delimitado, reconocido y dedicado a la conservación a largo plazo de la naturaleza y sus servicios ecosistémicos y culturales, todo esto avalado por medios legales (UICN, 2008).

En la actualidad alrededor de un 10 % de la superficie terrestre cuenta con algún tipo de protección, sin embargo persisten muchos retos, debido a que en su mayoría aún quedan muchas áreas que no han sido incluidas en estado de protección (UICN, 2008), Colombia posee en total 59 Áreas protegidas con un total de 14.268.224 hectáreas siendo 11,2 % área continental y 1.5 % área marítima (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015) este importante número de hectáreas representadas en áreas protegidas se debe a la importancia que mantienen estas zonas para la conservación de la biodiversidad, siendo la piedra angular de prácticamente todas las estrategias nacionales e internacionales para la conservación (UICN, 1980).

Colombia cuenta con el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) siendo este el conjunto de áreas protegidas, actores sociales, estrategias e instrumentos de gestión que las articulan, para contribuir a los objetivos de conservación del país (Parque Nacionales Naturales, 2012), a su vez el SINAP cuenta con categorías de áreas protegidas integradas por: Áreas Protegidas Públicas, Sistema de Parques Nacionales Naturales y Reserva Forestal Protectoras entre otras. Dichos espacios también proporcionan beneficios para los seres humanos, no solo los que viven cerca o en las áreas protegidas, también las personas que viven alejados de las mismas, por sus importantes servicios ecosistémicos que pueden llegar a tener un aporte significativo a grandes extensiones del territorio nacional (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015).

Estos espacios de áreas protegida suman grandes beneficios para los procesos de conservación de la biodiversidad que se implementan en las zonas, también proporcionan áreas de fácil interacción con la naturaleza facilitando procesos de enseñanza e investigativos (UICN, 2008) y sin lugar a dudas resaltando el compromiso que tiene la nación frente a las generaciones futuras (Parques Nacionales Naturales de Colombia, 2015).

7.3. Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno

La Reserva “Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno” fue catalogada como Reserva Forestal Protectora, esta categoría se encarga de conservar la cobertura boscosa natural o artificial que allí se encuentre con el fin de proteger los recursos naturales y sus servicios ecosistémicos (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d).

La reserva está catalogada en el orden nacional, junto con la reserva “Cerro Vanguardia” y fueron constituidas por entidades gubernamentales de orden central, ambas reservas se encuentran localizadas en las veredas Vanguardia, San José Alto y Puente Amarillo, siendo esta última la que contiene el 48,5 % de la totalidad de la reserva (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b).

Estas reservas fueron constituidas para la protección de las cuencas altas que sirven como abastecimiento de agua principalmente para las veredas que la conforman y el aeropuerto Vanguardia (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b; MADS, 2015).

Actualmente el control de esta área protegida la mantiene La Corporación para el Desarrollo Sostenibles del Área de Manejo Especial La Macarena (CORMACARENA) siendo el ente administrativo para su intervención, manejo y control, contó en su momento con el apoyo de los Países Bajos para la implementación base del plan de manejo y su cartografía (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004c).

La Reserva Forestal Protectora “Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno” ubicada en el piedemonte llanero, está comprendida según la clasificación de Zonas de Vida de Holdridge (1987) por ecosistemas de bosque húmedo tropical.

7.4. Bosque Tropical Húmedo o Selva Tropical Húmeda

Los bosques tropicales húmedos son aquellos situados en la zona intertropical del ecuador terrestre en donde la vegetación predominante es de hoja ancha y su temperatura media anual se sitúa entre los 25 y 27 °C con altas precipitaciones (2000 a 5000 mm anuales) (Fraume, 2007).

El bosque tropical húmedo es lluvioso y se caracteriza por el clima cálido durante todo el año y la precipitación es estacional, pero muy pocas veces llega a ser tan seco que se manifiesta como sequía y la radiación solar es muy intensa, aunque solo un 2 % llega al suelo (Alcaraz, 2012)

e influye en el microclima por encima del dosel donde sustancialmente es diferente al que se encuentra debajo de él, lo cual es favorable en gran medida para la vegetación (Fraume, 2007).

El suelo de estas selvas es típicamente húmedo, es muy pobre en comparación con la riqueza de vida que soporta ya que la mayor parte de los nutrientes se encuentran en los seres vivos y no en el suelo (Asner, Rudel, Aide, Defries, & Emerson, 2009). Cuando este ecosistema es destruido, por la tala o el fuego, su recuperación es muy lenta (Achard et al., 2002), debido a que el suelo desnudo sufre un proceso de lavado de minerales y nutrientes por parte de la lluvia, disminuyendo en gran medida su fertilidad (Echarri, 2008).

Los suelos pobres de estas selvas no son aptos para la agricultura, ya que en tres o cuatro cosechas pierden sus nutrientes (Silver, 1994). La descomposición es muy rápida, concentrándose los materiales orgánicos del suelo, justo en la superficie y la mayoría de los nutrientes son retenidos en la biomasa ubicada sobre el suelo (Vega, 1968).

Es un ecosistema con una gran riqueza y variedad de especies de interés ya que su biodiversidad es fuente de muchos recursos; alimentos, medicinas, sustancias de importancia industrial (Emmons & Feer, 1999). Aunque ocupan menos del 7 % de la superficie de las tierras emergidas, contienen más del 50 % de las especies animales y vegetales del mundo (World Wildlife Fund, 2017).

La deforestación del bosque tropical es responsable de la masiva extinción de especies, y la disminución de la diversidad biológica (Alcaraz, 2012). Los efectos de este proceso son la destrucción del hábitat, aislamiento en fragmentos de bosque, consecuencias físicas y biológicas por el efecto de borde y efectos buffer con zonas de transición a áreas deforestadas (Achard et al., 2002).

7.5. Piedemonte Llanero

Bajo el primer cinturón de nubes, generalmente ubicado a los 1.000 msnm, aparecen los Llanos Orientales de Colombia, una extensa sabana que llega hasta el río Orinoco por el oriente y se extiende en sentido norte-sur desde el río Arauca hasta el río Guaviare; tiene una superficie aproximada de 266.300 km², en la cual se pueden identificar los paisajes de piedemonte, ubicados en la base de la vertiente oriental de la cordillera Oriental (Mora, 2005), es una estrecha franja que comienza a ascender la montaña entre los 400 y 700 msnm (Zorro, 2007).

Se trata de una zona de transición, que se convierte en el camino que toman los ríos que nacen en los Andes y que bañan las llanuras y las sabanas de la Orinoquia y la Amazonia (Paris, 2014). El piedemonte acumula los mejores suelos por ser menos propenso a las inundaciones y por la acumulación de nutrientes (Consejo Regional de Planificación Económica y Social de la Orinoquía, 1996) que han sido arrastrados por la corriente de los cuerpos de agua dulce (Zorro, 2007).

Cabe destacar que las franjas de piedemonte son zonas de mucha humedad y de gran riqueza biológica (Paris, 2014), con hábitats más fértiles y con más precipitación durante la época de sequía, razón por la cual sus bosques son más densos y mantienen la unidad de bosques hacia el oriente por las selvas de galería (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b), y así ofrecer más especies de flora y fauna en comparación con cualquier franja de montaña o de llanura aledaña (Fajardo et al., 1998) como se cita (Zorro, 2007)

7.5.1. Vegetación del piedemonte llanero.

El piedemonte llanero colombiano es una franja geográfica que abarca una amplia gama de biomas a lo largo del borde este de la Cordillera Oriental (Romero et al., 2009). Su importancia estratégica radica en su zona de transición ecológica entre bosques montanos y sabanas de altillanura, abastecida por redes hídricas de la vertiente oriental de la cordillera que generan suelos sedimentarios, manteniendo una fertilidad superior a las zonas centrales de la Orinoquia (Briceño, 2015).

La selva húmeda tropical fue la cobertura original de la región donde actualmente se distribuye el piedemonte llanero (Cáceres & Urbina, 2009) que en general, éstas se caracterizan por un dosel continuo y heterogéneo debido a la fuerte pendiente y a la irregularidad del terreno que presenta suelos predominantemente arcillosos en los interfluvios y arenosos en las laderas (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b).

La estructura vertical del bosque es multiestratificada con árboles que alcanzan hasta 30 m de altura y aunque abundan el lechero, el higuerón o matapalos y el tronador que produce una leche cáustica y tóxica, las especies dominantes son las leguminosas como el dormilón u orejero. También se encuentran maderas valiosas como el laurel oloroso, el cabo de hacha o costillo, el

achapo y el peinemono; entre los frutales se destacan el zapote, el mamey y los caimos (Mora, 2005).

Esta franja es rica en palmas de enormes raíces zancos, (más de 20 especies) como el palmiche, la mil pesos, la zancona y la choapos, que en ocasiones emergen sobre el dosel. En los estratos bajos sobresalen por sus grandes hojas varias especies de Ciclantáceas como la iraca, cuyas hojas similares a las de la palma son utilizadas para la elaboración de sombreros y varias especies de *Heliconia* como los platanillos; la alta humedad de esta zona favorece el desarrollo de multitud de plantas epífitas entre las que se destacan los helechos (Mora, 2005).

Debido a su potencial productivo, las intervenciones antrópicas han impactado directamente en los suelos, las formaciones vegetales naturales del piedemonte y, por ende, el recurso hídrico, sufriendo desde décadas atrás un impacto sobre la pérdida y fragmentación de ecosistemas, causado principalmente por el avance de frentes de colonización y de ocupación de la tierra (Guhl, 2000).

Como resultado se han ido disminuyendo las zonas de bosque nativo siendo reemplazadas por terrenos enfocados a la agricultura y la ganadería extensivas (Van Ausdal, 2009) como se cita en (Briceño, 2015), creando islas o parches separados entre sí, aislados por matrices de hábitats diferentes al nativo (Parra, 2012), que interrumpen las funciones biológicas y ecosistémicas (Morlans, 2005), aumentando la proporción de borde en el paisaje (Parra, 2012).

7.5.2. Clima del piedemonte llanero.

El piedemonte llanero colombiano comprende tierras con elevaciones entre 100 y 4500 msnm ubicado en las proximidades de las estribaciones de la Cordillera Oriental (Gonzales, Guillot, Miranda, & Pombo, 1989) generando diversos climas asociados a la circulación de vientos regionales y locales entre la cordillera y las tierras bajas (Cabildo Verde, 1999) como se cita en (Zorro, 2007).

El promedio anual de precipitación es de 2600 mm, la temperatura promedio es de 27 °C entre enero y marzo y de 26 °C entre abril y Diciembre (Mora, 2005); y la humedad relativa promedio es de 75 %. Según Galvis, Mojica, & Rodriguez (1989) esta región presenta un régimen climático monomodal, manteniendo una época de lluvias de abril a octubre en dónde junio y julio

son los meses más lluviosos y una época de sequía entre noviembre y marzo, siendo enero el más seco (Zorro, 2007).

7.6. Variables de vegetación

Para Barkmann (1979) el estudio de la fisionomía y la estructura permite identificar un patrón espacial de la distribución de las plantas, que a su vez es indicativo de valores del ecosistema. El arreglo vertical de las plantas y sus valores de cobertura, determinan algunas de las dinámicas del microclima, como son; radiación incidente, flujo de lluvia, acción del viento, evapotranspiración e inciden en la producción fotosintética de las plantas (Rangel, 1995) como se cita en (CORMACARENA, UAESPNN, & CAEMA, 2008).

En sentido vertical el atributo que mejor refleja este aspecto es la estratificación; en sentido horizontal, uno de los atributos que mejor dan cuenta de la estructura es la densidad del follaje del sotobosque (CORMACARENA et al., 2008) y es usada para estimar la cantidad de sotobosque en porcentaje en un lugar en específico, este parámetro permite identificar el cambio del estrato boscoso (Rangel & Velázquez, 1997).

La profundidad de la hojarasca da aproximaciones sobre el estado de los parches de bosque, indicando a mayor cantidad de hojarasca, mayor abundancia de especies vegetales (Romero & Varela, 2011).

Una de las variables de vegetación más importantes a medir es la diversidad de especies y su abundancia que permiten determinar a partir de estas determinar la riqueza, dominancia y equidad (Laurance & Bierregaard, 1996; Murcia, 1995; J. O. Rangel & Velázquez, 1997).

7.7. Índices de diversidad

Para monitorear el efecto de los cambios de ecosistemas sobre la diversidad es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta) (Carmona & Carmona, 2013) para poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local (Moreno, 2001). Es por esto que la separación de los componentes

alfa y beta (Whittaker, 1972) pueden ser de gran utilidad, para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Halffter & Moreno, 2005).

La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular y puede explicar las particularidades de una localidad, la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (Halffter, 1998).

Esta forma de analizar la biodiversidad resulta muy conveniente en el contexto actual de la acelerada transformación de los ecosistemas naturales, ya que la diversidad alfa para un región brinda un panorama parcial y sin embargo aunado a la diversidad beta, permitirá conocer la respuesta de las especies de la comunidad ante variables espaciales y ambientales (Legendre, Borcard, & Peres, 2005).

7.7.1. Diversidad Alfa.

La diversidad alfa representa la diversidad de especies a lo largo de todas las subunidades locales relevantes (Carmona & Carmona, 2013) es decir, la riqueza de especies de una comunidad homogénea (Moreno, 2001), y por definición abarca dos variables importantes; la riqueza de especies (Carmona & Carmona, 2013) en relación a la cuantificación del número de especies (Moreno, 2001), y la abundancia relativa de especies (Carmona & Carmona, 2013) o métodos basados en la estructura de la comunidad, o sea, la distribución proporcional del valor de importancia de cada especie (Zorro, 2007).

La mayoría de estos índices de diversidad alfa utilizan los valores de riqueza y abundancia relativa, solamente que las operaciones matemáticas de estos valores se organizan de diferentes formas (Moreno, 2001).

7.7.1.1. Índice de Margalef.

El índice de Margalef (1958) mide la riqueza de especies de una comunidad (número total de especies) (Universidad Nacional de la Plata, 2016). Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra, supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos (Magurran,

1988). Si esto no se mantiene, entonces el índice varía con el tamaño de muestra de forma desconocida (Moreno, 2001).

La ecuación (1) que expresa el índice de Margalef (Hammer, Natural History Museum, & University of Oslo, 2017):

$$Mg = \frac{S - 1}{Ln(n)} \quad (1)$$

Donde:

S = número de especies.

n = número total de individuos.

7.7.1.2. *Índice de Menhinick.*

Al igual que el índice de Margalef, el índice Menhinick (1964) se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que asciende al aumentar el tamaño de la muestra (Moreno, 2001).

La ecuación (2) expresa el índice de Menhinick (Hammer et al., 2017):

$$Mn = \frac{S}{\sqrt{n}} \quad (2)$$

Donde:

S = número de especies.

n = número total de individuos.

7.7.1.3. *Índice de Simpson.*

El índice de Simpson (1949), manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Universidad Nacional de la Plata, 2016), mientras más alta es esta probabilidad menos diversa es la comunidad (Espinosa, 2016).

Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001) subestimando las especies raras (Universidad Nacional de la Plata, 2016). Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como $1 - D$ (Lande, 1996).

La ecuación (3) expresa el índice de Simpson (Hammer et al., 2017):

$$D = \sum \frac{n_i(n_i - 1)}{n(n - 1)} \quad ; \quad Si = 1 - D \quad (3)$$

Donde:

Si = Simpson.

D = Dominancia.

S = número de especies.

n_i = número de individuos de la especie i .

n = número total de individuos.

7.7.1.4. Índice Shannon-Wiener (H').

Shannon (1948) expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Carmona & Carmona, 2013). Mide el grado promedio de incertidumbre (Universidad Nacional de la Plata, 2016) en predecir a qué especie pertenece un individuo escogido al azar de una colección (“Índices de diversidad ecosistémica,” 2013).

Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno, 2001). Shannon normalmente toma valores entre 0 y 4.5. Valores encima de 3 son típicamente interpretados como “diversos” (“Índices de diversidad ecosistémica,” 2013) y adquiere valores entre cero a menor número de especies en la muestra (Magurran, 1988). Este índice subestima la diversidad específica si la muestra es pequeña (Carmona & Carmona, 2013).

La ecuación (4) expresa el índice de Shannon-Wiener (H') (Hammer et al., 2017):

$$H' = - \sum \frac{n_i}{n} \ln \left(\frac{n_i}{n} \right) \quad (4)$$

Donde:

n_i = número de individuos de la especie i .

n = número total de individuos.

7.7.1.5. *Índice de Chao-1.*

(Chao 1, 1984) es un índice no paramétrico indicador de riqueza, donde se estima el número de especies en una comunidad basado en el número de especies raras en la muestra (Moreno, 2001) y su abundancia (Escalante, 2003).

La ecuación (5) expresa el índice de Chao1 (Hammer et al., 2017):

$$Chao\ 1 = S + \frac{a^2}{2b} \quad (5)$$

Donde:

S = número de especies.

a = número de especies que están representadas solamente por un único individuo en esa muestra.

b = número de especies representadas por exactamente dos individuos en la muestra

7.7.1.6. *Índice de Shannon (J').*

El índice de Shannon J' o equidad de (Pielou, 1969) mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

Si todas las especies en una muestra presentan la misma abundancia el índice usado para medir la de equitabilidad debería ser máximo y, por lo tanto, debería decrecer tendiendo a cero a medida que las abundancias relativas se hagan menos equitativas (Universidad Nacional de la Plata, 2016).

La ecuación (6) expresa el índice de Shannon J' (Hammer et al., 2017):

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (6)$$

Donde:

S = número de especies.

H' = Índice de Shannon-Wiener

7.7.1.7. $N^{\circ} 0$ de Hill.

Es una serie de números que permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra (Universidad Nacional de la Plata, 2016), es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973; Magurran, 1988). El $N^{\circ} 0$ de Hill (1973) es el “número de total de especies”.

7.7.1.8. *Curva de Rarefacción.*

El procedimiento de rarefacción se utiliza para comparar índices de diversidad entre hábitats en base a un mismo número de individuos (Moreno, 2001). La rarefacción es una técnica donde el hábitat con el mayor número de individuos se submuestra sin reemplazo aleatoriamente y con múltiples ejecuciones para generar un índice promedio con las tendencias del número de especies (Carmona & Carmona, 2013).

Específicamente la rarefacción es el proceso de generación de la relación entre el número de especies vs el número de individuos en una o más muestras, permitiendo la comparación directa de la riqueza de dos muestras que inicialmente tenían diferente tamaño (Espinosa, 2016). El resultado de esta técnica es una curva rarificada de valores del índice de diversidad que disminuye conforme con el muestreo sin reemplazo del número de individuos (Kraker Castañeda & Cobar Carranza, 2011).

La ecuación (7) expresa la curva de rarefacción (Hammer et al., 2017):

$$E(S) = \sum \left(1 - \frac{(n - n_i)/N}{n/N} \right) \quad (7)$$

Donde:

$E(S)$ = numero esperado de especies.

n_i = número de individuos de la i ésima especie.

n = número total de individuos.

N = tamaño de la muestra estandarizado.

7.7.1.9. Curva de Rango-Abundancia.

Las curvas de rango-abundancia propuestas por (Whittaker, 1965) sirven para determinar los patrones de distribución de la abundancia de especies en comunidades ecológicas.

Estas se logran al clasificar jerárquicamente el grupo de especies presentes en cada unidad de muestreo. Se ubica primero la de mayor abundancia y, con base en esta ordenación, se obtiene un perfil de abundancias por rango (Barrientos, Leirana, & Navarro, 2016). Estas curvas se pueden ajustar escenarios de dominancia-diversidad, aunque no siempre es posible realizar comparaciones estadísticas (Whittaker, 1965).

Entre más elevado la riqueza y/o la equitatividad de especies, más se aproxima la curva de rango-abundancia a un pendiente plana ($m = 0$) (Carmona & Carmona, 2013), pues existe poca diferencia entre las especies más dominantes y las más raras (Barrientos et al., 2016). Entre más pobre la riqueza y/o equitatividad de especies, más empinada se vuelve la pendiente de la curva de rango-abundancia ($m < 0$) (Carmona & Carmona, 2013).

7.7.2. Diversidad Beta.

Según Whittaker (1960) la diversidad beta se define como la variación o recambio en la identidad de las especies entre sitios, por lo cual juega el papel de representar la diversidad de especies entre hábitats que no está compartida (Carmona & Carmona, 2013).

Uno de los métodos de mayor representatividad de dicho índice es el dendrograma de similitud-disimilitud usando la técnica de Bray-Curtis, el cual refleja las comparaciones en las composiciones en diferentes lugares de muestreo, indicando la similitud de las muestras analizadas (Calderón, Moreno, & Zuria, 2012).

7.8. Análisis de correspondencia Detrended (DCA)

El módulo de Correspondencia Detrended utiliza el mismo algoritmo que Decorana (Hill & Gauch, 1980), con modificaciones de acuerdo con (Oksanen & Minchin, 2009). Está especializado para el

uso de conjuntos de datos "ecológicos" con datos de abundancia; muestras en filas, especies en columnas (Hammer et al., 2017).

Los valores propios de los cuatro ejes de ordenación se dan como en el Análisis de Correspondencia, lo que indica su importancia relativa para explicar la dispersión en los datos (Hammer et al., 2017). Detrended es una especie de procedimiento de normalización en dos pasos. El primer paso implica un intento de "enderezar" los puntos que se encuentran en un arco, que es una ocurrencia común. El segundo consiste en "repartir" los puntos para evitar la agrupación de los puntos en los bordes de la trama. La extracción puede parecer un procedimiento arbitrario, pero puede ser una ayuda útil en la interpretación. Los datos faltantes son compatibles con la sustitución promedio de la columna (Hammer et al., 2017).

7.9. Microclima

Stoutjesdijk & Barkman (citado por Thiele, 2000) definen el microclima como la capa que se encuentra 2 m sobre el suelo y 0.5 a 1 m debajo de él. Obedeciendo a algunos factores, tales como la temperatura y humedad relativa del aire, temperatura del suelo (Stoutjesdijk & Barkman, 1992), la especie, la estructura, la topografía y las características del suelo, el microclima puede variar de un lugar a otro dentro del mismo bosque (Duval & Campo, 2017). Por su parte, Promis, Caldentey & Ibarra (2010) definen al microclima como el “conjunto de condiciones climáticas propias de un punto geográfico o área reducida y representa una modificación local del clima general de la región debido a la influencia de distintos factores ecológicos”.

La temperatura del aire indica el calentamiento o enfriamiento del aire que resulta del intercambio de calor entre la atmósfera y la tierra. La temperatura indica en valores numéricos el nivel de energía interna que se encuentra en un lugar en ese momento. Esta energía interna se encuentra en equilibrio entre la vegetación y el ambiente, en comparación con la cantidad de agua que puede ser mantenida a una temperatura dada (Alcazar, 2015). La temperatura del suelo es de fácil medición y está directamente relacionada con la temperatura atmosférica, sus datos tienen gran significancia en el crecimiento vegetal, descomposición de hojarasca y una serie de procesos físico, químicos y biológicos (GOBLEX, 2005).

El microclima es de gran relevancia para la ecología de la vegetación, la distribución y la dinámica poblacional de la fauna y flora (Baker, Jordan, & Baker, 2016). Para considerar el efecto

del microclima sobre un organismo se debe tener presente la existencia en las interacción de factores microclimáticos, por ejemplo la temperatura en la superficie de una planta depende de varios factores como son; temperatura del aire, humedad relativa del aire y radiación solar (Thiele, 2000). Es por ello que cada especie animal y vegetal necesita de un entorno (Baker et al., 2016). De acuerdo a lo mencionado, “el microclima juega un rol ecológico importante ya que es el principal conductor de las respuestas biológicas en su relación con el medio físico en el cual cada individuo se asienta” (Duval & Campo, 2017). De esta manera, el estudio de “las condiciones climáticas locales ayuda a comprender la estructura, composición y dinamismo de los ecosistemas forestales” (Gómez, 2002).

7.10. Fragmentación

Según Bustamante & Grez (1995) la fragmentación se puede definir como la transformación de un bosque continuo en unidades más pequeñas y aisladas (Morlans, 2005). Las principales causas de la fragmentación se debe al aumento de la frontera agrícola, el desarrollo de actividades agropecuarias o recreativas, reforestación y en su mayoría todo tipo de intervención antrópica que disminuya desde corto a largo plazo el tamaño del bosque (Álvarez, 2002).

La fragmentación conlleva a una serie de problemáticas mucho más específicas, como son los problemas en los niveles cercanos de consanguinidad debido a que los individuos aislados en los fragmentos no tienen la capacidad de reproducirse con especies de otros sitios (Picó, 2005), dadas las pérdidas de conectividad ecológica, siendo esta la capacidad de un paisaje para permitir el movimiento de especies o poblaciones entre zonas boscosas (María, Calvo, & Varela, 2013).

Este aislamiento producido por la fragmentación ecológica en los fragmentos produce estancamiento y deterioro de las funciones básicas de supervivencia del bosque a largo plazo (Álvarez, 2002) debido al aumento de la relación perímetro-superficie, aumentando las zonas afectadas por las condiciones externas de los parches de bosque, también se produce una disminución del medio y aumento del número de fragmentos, ocasionando mayor afectación a la biodiversidad como son la disminución de la densidad poblacional por fragmento (Santos, Telleria, & Tellería, 2006) o las dinámicas del paisaje que tienen un efecto directo en la dinámica de las especies faunísticas y florísticas (Montenegro & Ríos, 2008).

Por otro lado la intrusión de especies de hábitats abiertos en los bordes de bosque aumenta dada la exposición que se da por la fragmentación, elevando el número de individuos foráneos en los bordes, afectando las especies nativas de la zona (Morlans, 2005) y entrando en conflicto por recursos ya que la supervivencia de las especies foráneas en hábitats nuevos es mucho mayor a las especies nativas en dicho entorno fragmentado, terminará en el desplazamiento de las especies nativas del parche de bosque (Reyes, 2003).

Los bordes de bosque fragmentado juegan un papel fundamental en la subsistencia de los mismos ya que varían en la permeabilidad o resistencia a los flujos de especies de fauna o flora, permitiendo dinámicas diferentes entre los individuos que los habitan (Morlans, 2005). Siendo el efecto de borde un componente fundamental para la determinación del estado de un fragmento, logrando determinar el grado en el cual el fragmento ha sido impactado por las problemáticas que lo circundan (Murcia, 1995).

7.11. Efecto de Borde

El efecto de borde se define como “los cambios microclimáticos y de las condiciones físicas del suelo, que influyen en la estructura y composición de la vegetación a lo largo del perímetro del remanente de un bosque (Fox et al., 1997). Sin embargo otras definiciones generalizan aún más en su concepto; siendo la modificación de los patrones y procesos ecológicos que se producen alrededor del borde de bosque (Fonseca & Joner, 2007).

Una de las consecuencias de la fragmentación es la formación de zonas de borde en el límite de parche de bosque (Montenegro & Ríos, 2008). El predominio de dichas zonas proporcionan interacciones abruptas entre las especies que habitan el parche y la matriz circundante al borde (Granados et al., 2014). El efecto de borde es un proceso muy estudiado por la comunidad científica, siendo este fenómeno un aspecto crítico para la conservación, especialmente en áreas protegidas (Romero & Varela, 2011).

Los cambios en las variables ambientales en la matriz de borde se dan debido a las variaciones de las estructuras vegetales, produciendo cambios en las distribuciones de las especies por las tolerancias de las especies al borde (Murcia, 1995), controlando cambios espacio temporales en las condiciones microclimáticas al interior de los parches de bosque (Montenegro & Ríos, 2008).

Los gradientes microclimáticos dentro de los bosques mantienen una gran importancia produciendo efectos regulatorios sobre la disponibilidad de recursos y extremos microclimáticos entre ecotonos (efectos de borde), afectando la composición de las comunidades animales y vegetales (Grimbacher, Catterall, & Kitching, 2006; Renhorn, Esseen, Palmqvist, & Sundberg, 1996; Young & Mitchell, 1994).

Por lo tanto, es crucial entender los gradientes microclimáticos debido a que tienen consecuencias significativas para procesos funcionales tales como ciclos de nutrientes, ciclos de agua y descomposición de hojarasca (Chen, Franklin, & Spies, 1992). Los gradientes microclimáticos también afectan a numerosas especies (Katherine & Azim, 2006; Xu & Chen, 1997) y la influencia microclimática puede dar como resultado una recolonización más rápida de comunidades de bosques maduros cerca de un borde (Baker, Jordan, Dalton, & Baker, 2014; Fountain et al., 2015). Otros aspectos de la influencia de los bosques, como la reducción de la distancia de dispersión, complementan los efectos del microclima para afectar la biodiversidad (Baker et al., 2016).

Existen diversas clasificaciones de bordes donde se puede presentar el dicho efecto (Lopez, 2004) existiendo dos factores principales que son determinantes en la extensión y magnitud del efecto de borde en un parche de bosque; las cuales hacen referencia a la intervención climática y la estructura del borde (Didham & Lawton, 1999).

Las clasificaciones de los efectos de borde se extiende en tres categorías abiótico, biológico directo e indirecto, el primero de estos comprende las variables ambientales, resaltando las que proporciona el microclima del borde, el biológico directo hace referencia a los cambios en las distribuciones y abundancias de las especies debido a las variaciones en las condiciones ambientales y el biológico indirecto son los cambios en las interacciones de especies circundantes al borde, todo esto por las acciones de las categorías abiótico y biológico directo (Peña et al., 2005).

Otros autores clasifican el efecto de borde según su tipo de borde estos son; borde abrupto, efecto ecotono (interacciones positivas, negativa o neutrales entre el borde y el exterior del fragmento), borde suave, sin efecto de borde (Lopez, 2004) el ancho de borde en especial es lo que define el grado de afectación del fragmento, en fragmentos de gran tamaño esta franja externa de borde es la zona crítica debido a que puede estar constituida por especies invasoras o teniendo disminución en la densidad vegetal (Thiele, 2000) no obstante, fragmentos de menor tamaño

pueden estar constituidos principalmente por bordes, denotando fragmentos poco sanos por la afectación en las dinámicas naturales del mismo (Figüero, 2010).

7.12. Marco legal

La Reserva Forestal Protectora “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno”, fue constituida mediante el Acuerdo No. 57 de 1987 del INDERENA aprobado por la Resolución Ejecutiva No. 84 de 1988, con el fin de proteger los nacimientos de agua que abastecen a los acueductos veredales de Puente Amarillo del municipio de Villavicencio, así como las zonas boscosas (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b).

En el artículo 2, párrafo 2 del Decreto Ley 2811 de 1974, aparece inicialmente la restauración ecológica como un componente de la gestión de los recursos naturales del país, donde se establece entre los objetos del mismo: —*Lograr la preservación y restauración del ambiente y la conservación, mejoramiento y utilización racional de los recursos naturales renovable , de acuerdo con criterios de equidad que aseguren el desarrollo armónico del hombre y de dichos recursos, la disponibilidad permanente de estos y la máxima participación social, para beneficio de la salud y el bienestar de los presentes y futuros habitantes del territorio nacional* (Prado, 2013).

En general, ha sido la Constitución Colombiana del 1991 la principal promotora en la protección del medio ambiente; estableciendo entre otros la función ecológica de la propiedad, los deberes ambientales del Estado, los derechos ambientales de los ciudadanos, la formulación de políticas ambientales como parte del Plan Nacional de Desarrollo, iniciando con la idea del desarrollo sostenible como meta para la sociedad colombiana (Sánchez, 2002).

Con la constitución de 1991 nace un énfasis normativo, el cual se constituyó como la base de la Ley 99 de 1993 que entre otras disposiciones conforma el Sistema Nacional Ambiental (SINA) del cual hace parte el Sistema de Parques Nacionales Naturales.

En el articulado de la constitución del 1991 se destacan para el tema de restauración según el Acto administrativo de realinderación en la Ordenación de la Reserva:

“Artículo 8 de la Constitución Política *establece que es obligación del Estado y de las personas proteger las riquezas culturales y naturales de la Nación.* Artículo 79 de la Constitución Política *establece el deber del Estado de proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las*

áreas de especial importancia ecológica. Artículo 95 numeral 8 de la Constitución Política establece que es deber de toda persona proteger los recursos culturales y naturales del país y velar por la conservación de un ambiente sano” (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d).

Otra figura fundamental para la existencia de un marco legal para la restauración ecológica ha sido la adopción de los convenios internacionales que como la Convención de Diversidad Biológica (Ley 165 de 1994) en la cual se establecen las necesidades de rehabilitar y restaurar ecosistemas degradados y promover la recuperación de especies amenazadas (Prado, 2013) y han originado desde el 2012 la construcción del Plan Nacional de Restauración que promueve la formulación de mecanismos para restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas.

El Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012) define las áreas de Reserva Forestal de protección como aquellas donde *“Espacio geográfico en el que los ecosistemas de bosque mantienen su función, aunque su estructura y composición haya sido modificada y los valores naturales asociados se ponen al alcance de la población humana para destinarlos a su preservación, uso sostenible, restauración, conocimiento y disfrute. Esta zona de propiedad pública o privada se reserva para destinarla al establecimiento o mantenimiento y utilización sostenible de los bosques y demás coberturas vegetales naturales”* (Decreto 2372, 2010).

La introducción del concepto de Reservas Forestales Protectoras del orden Nacional se originó a partir del numeral 18 del artículo 5 de la Ley 99 (1993), el cual le otorga al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial la función de *“Reservar, alindar y sustraer las áreas que integran el Sistema de Parques Nacionales y las Reservas Forestales Nacionales, y reglamentar su uso y funcionamiento”*.

La Ley 99 de 1993 también expone en el artículo 31 la administración de estas áreas es de competencia exclusiva de las Corporaciones Autónomas Regionales en su calidad de máxima autoridad ambiental dentro del territorio bajo su jurisdicción (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004d).

Teniendo en cuenta que la Reserva Forestal Protectora “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno” ha sido expuesta a través de los años a diferentes transformaciones antrópicas por sus bastos servicios ecosistémicos, se hace indispensable la regulación sostenible de los recursos, lo cual se regula mediante la Resolución 918 (2011) en la que se *“establecen los requisitos y el*

procedimiento para la sustracción de áreas en las reservas forestales nacionales y regionales, para el desarrollo de actividades consideradas de utilidad pública o interés social y se adoptan otras determinaciones” y expone en su artículo 10 “Medidas de compensación, restauración y recuperación. La sustracción de las áreas de reserva forestal para el desarrollo de actividades de utilidad pública o interés social, dará lugar a la implementación de las medidas que establezcan las Autoridades Ambientales competentes” como se cita en (MADS, 2015).

La formulación del Plan de Manejo de la Reserva Forestal Protectora “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno” se realizó por medio del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial junto con Conservación Internacional - Colombia y el apoyo financiero de la Embajada de los Países Bajos, junto con la participación técnica y financiera de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial La Macarena (CORMACARENA), como proceso posterior a la publicación del “Atlas de Reservas Forestales Protectoras Nacionales” en el año 2004 (CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional, 2004b). Sin embargo, la formulación de este plan de manejo hasta la fecha no ha sido adoptado por resolución por parte de la autoridad ambiental (CORMACARENA).

8. Metodología

8.1. Evaluación preliminar del estado de la fragmentación del área de estudio

La revisión inicial de los sitios de estudio se realizó mediante imágenes satelitales de alta resolución procedentes del software libre Google Earth Pro, identificando y clasificando los fragmentos que cumplan las siguientes características de tamaño según su tratamiento, pequeños (menor a 6 ha), medianos (6 – 14 ha) y grandes (mayor a 14 ha) (Granados et al., 2014).

El reconocimiento del área de estudio se realizó en tres salidas al campo, con el fin de conocer la zona de estudio, la matriz de fragmentación y la población.

8.2. Diseño de muestreo

Se seleccionaron 3 réplicas de fragmentos en cada uno de los tratamientos por tamaño (pequeño, mediano y grande), los cuales cumplen los siguientes criterios de selección:

- La ubicación del fragmento está en una interfase bosque – pastizal.
- Los bordes mantienen una orientación similar.
- Los fragmento tienen un área mínima de 0.6 ha.

En cada fragmento seleccionado, se ubicaron de manera aleatoria tres (3) transectos perpendiculares al borde del bosque con una longitud de 40 metros cada uno, separados entre ellos con una distancia mínima de 20 metros, con un total de 9 transectos para cada una de las tres clasificaciones de tamaño. Los criterios de selección de fragmentos y ubicación de transectos fueron adaptaciones a lo propuesto por (Lin & Cao, 2009; Thiele, 2000).

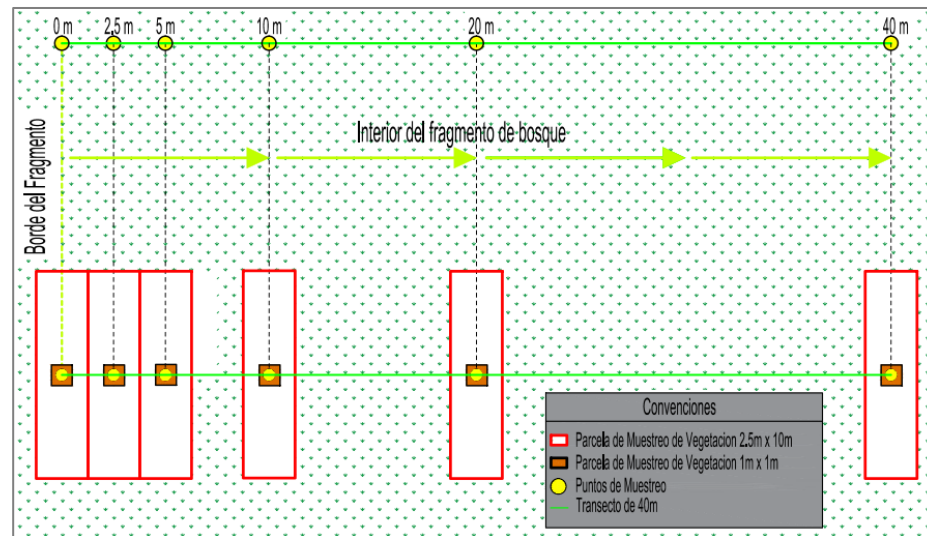


Figura 2. Diseño metodológico: ubicación de parcelas y puntos de muestreo sobre cada transecto, en la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

Sobre los transectos se establecieron seis (6) puntos de muestreo, iniciando desde el borde de bosque hacia el interior en distancias de 0 m, 2.5 m, 5.0 m, 10.0 m, 20.0 m y 40.0 m; seis (6) parcelas de muestreo de 2.5 m x 10 m siendo el punto de muestreo el eje central de la parcela (Harper et al., 2005) y seis (6) parcelas de muestreo de 1 m x 1 m ubicada aleatoriamente en el interior de la parcela de 2.5 m x 10 m, para un total de submuestras de 54 puntos de muestreo, 54 parcelas de 2.5 m x 10 m y 54 parcelas de 1 m x 1 m, dentro de cada uno de los tratamientos (figura 2).

8.3. Levantamiento de información

El muestreo se divide en dos partes; la primera, son las variables microclimáticas en las cuales se determinó el efecto abiótico del borde y la segunda, son las variables de vegetación, en la cual se determinó el efecto biótico del borde (Thiele, 2000).

8.3.1. Medición de variables en puntos de muestreo.

En cada uno de los puntos de muestreo se realizaron cinco (5) mediciones de las siguientes variables: Humedad relativa del aire (%), temperatura del aire (°C), densidad del follaje del

sotobosque (%), temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$) y profundidad de hojarasca (cm) (Romero Torres & Varela, 2011; Tamasco, 2013; Thiele, 2000) divididas en dos sesiones de mediciones para cada variable, siendo la primera sesión entre las 7:00 a.m. a 12:00 m. y la segunda sesión entre las 12:01 m. a 17:00 p.m. cubriendo toda la variabilidad climática que pueda presentar el día; todas las mediciones se realizaron en días despejados (Tamasco, 2013).

La humedad relativa del aire y la temperatura del aire se midió con un termohigrómetro RH/Temperature Monitoring Traceable Hygrometer con certificación de calibración (ver anexo 1) a una altura entre 1.5 m a 1.8 m del suelo; se sostuvo por aproximadamente un minuto hasta mantener un resultado constante.

La temperatura del suelo se determinó con un termómetro de suelo marca HANNA – HI 145 con certificación de calibración (ver anexo 2); se fijó en el suelo durante 30 segundos hasta registrar un resultado constante.

La profundidad de la hojarasca se midió con una regla convencional de 30 cm.

La densidad del follaje del sotobosque se calculó mediante la técnica convencional del acetato tal como refiere (Velosa, R. Biól. M.Sc, Comunicación Personal, 18 de Octubre de 2017). En un acetato blanco de 33 cm x 33 cm se dibujan 10 líneas verticales de color rojo, con una separación de 3 cm entre línea. La metodología de uso es la siguiente: El sujeto 1 se sitúa en el punto de muestreo sosteniendo el acetato a la altura del pecho, de tal forma que la orientación de las líneas dibujadas quede verticalmente; el sujeto 2 se sitúa a 5 m en dirección norte e identifica la cantidad de líneas no observadas en su totalidad del acetato; cada línea representará un 10 % del rango de visión, este proceso se repitió en las direcciones sur, este y oeste; y se obtuvo la media aritmética de los cuatro valores determinados.

8.3.2. Medición de variables en parcelas de muestreo.

8.3.2.1. Parcelas 2.5 m x 10 m.

Cada parcela consta de un área rectangular de 25 m² formada a razón de 2.5 m x 10 m (modificación de la parcela Gentry para este estudio); en cada parcela se realizó la identificación de individuos vegetales con un CAP > 4 cm, y el conteo de sus abundancias.

La identificación de las especies vegetales se llevó a cabo en colaboración del dendrólogo Francisco Castro, junto con el uso de textos de taxonomía vegetal y herbarios; identificando la especie y familia de cada individuo.

8.3.2.2. Parcelas 1 m x 1 m.

Se establecieron parcelas de muestreo con un área de 1 m² formadas a razón de 1 m x 1 m, su ubicación fue aleatoria dentro de las parcelas de 2.5 m x 10 m, en cada una de ellas se identificaron todos los individuos vegetales y sus abundancias, con una altura máxima de 30 cm. La identificación de las especies vegetales se llevó a cabo de igual forma a las especies encontradas en las parcelas de 25 m².

8.4. Procesamiento y análisis.

El procesamiento y análisis de la información dentro de cada tipo de tratamiento (pequeño, mediano y grande) se ejecutó con la información acumulada de las abundancias de cada especie identificada, junto a las medias aritméticas de las variables microclimáticas y las de estructura de la vegetación, discriminada por cada distancia desde el borde al interior del bosque.

El análisis del comportamiento del número de familias, especies e individuos junto al microclima y la estructura de la vegetación, se realizó por medio de regresiones lineales, determinando la tendencia de los valores evaluados, también se llevaron a cabo análisis de varianza ANOVA no paramétrico (prueba de Kruskal-Wallis); tomando como valores de significancia $p \leq 0.05$ usando el software estadísticos IBM-SPSS Statistics 24 y el software de análisis ecológico PAST 3.1.

Para el análisis de diversidad alfa se determinaron índices de riqueza (Menhinick (Dmn), Margalef (Dmg)), equidad (Shannon J'), dominancia (Simpson) y heterogeneidad (Shannon – Wiener (H'), N°. 0 de Hill, Chao 1), además se hallaron las curvas de Rango-Abundancia y de Rarefacción; obtenido con las abundancias acumuladas de las especies identificadas en las submuestras de los tres diferentes tratamientos (pequeño, mediano y grande), usando los software de análisis ecológico BioDiversity Pro y PAST 3.1.

La diversidad beta se calculó a través del índice de Similitud/Disimilitud de Bray-Curtis por medio del algoritmo de emparejamiento de grupos UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean) con lo cual se construyeron dendrogramas de similitud empleando la técnica de clustering; usando el software de análisis ecológico PAST 3.1.

Con el objeto de establecer la relación entre las características microclimáticas y las características de composición y estructura de la vegetación entre la totalidad de los tratamientos (pequeño, mediano y grande), discriminado por las diferentes distancias desde el borde hacia el interior del bosque, se empleó la técnica multivariada de ordenación conocida como Análisis de Correspondencia Detrended, mediante este análisis se estableció el patrón general de los datos recolectados en campo a través de los bordes de bosque estudiados; este análisis se realizó mediante el software PAST 3.1.

Por último, a partir de los resultados obtenidos se definió la presencia o ausencia del efecto de borde para cada tipo de tratamiento de los fragmentos en la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.

9. Resultados

9.1. Variabilidad en composición, estructura, diversidad de plantas y microclima en fragmentos menores de (< 6 ha)

9.1.1. Microclima.

En la figura 3 se ilustra la variación de la humedad relativa del aire registrada a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

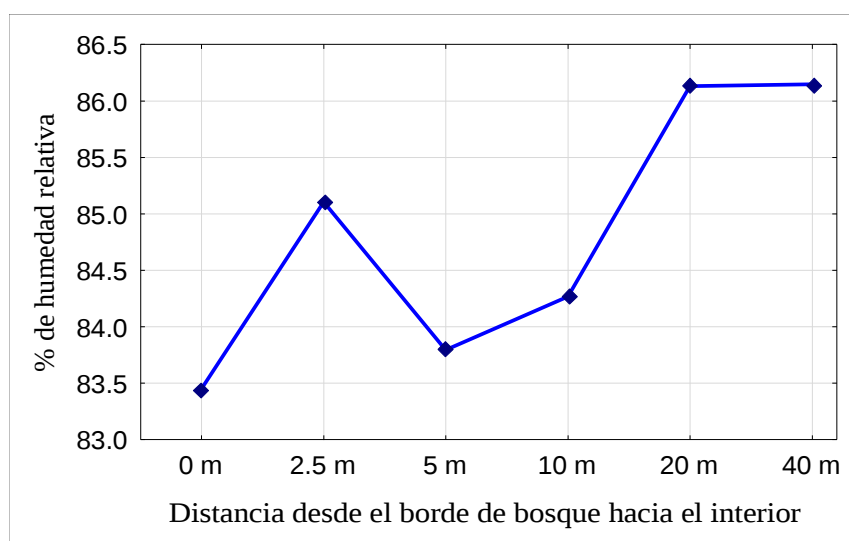


Figura 3. Valores de humedad relativa de del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la humedad relativa del aire a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 84.27 %, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 86.14 %. La tendencia hacia el aumento del valor de la humedad relativa del aire desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Humedad relativa del aire = $84.01 + 0.06 \times \text{distancia del borde}$, $r = 0.8$). Sin embargo, no se encontraron diferencias

significativas en los registros de humedad relativa del aire desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 4.44, g.l. = 5, $p = 0.48$).

En la figura 4 se ilustra la variación de la temperatura del aire a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

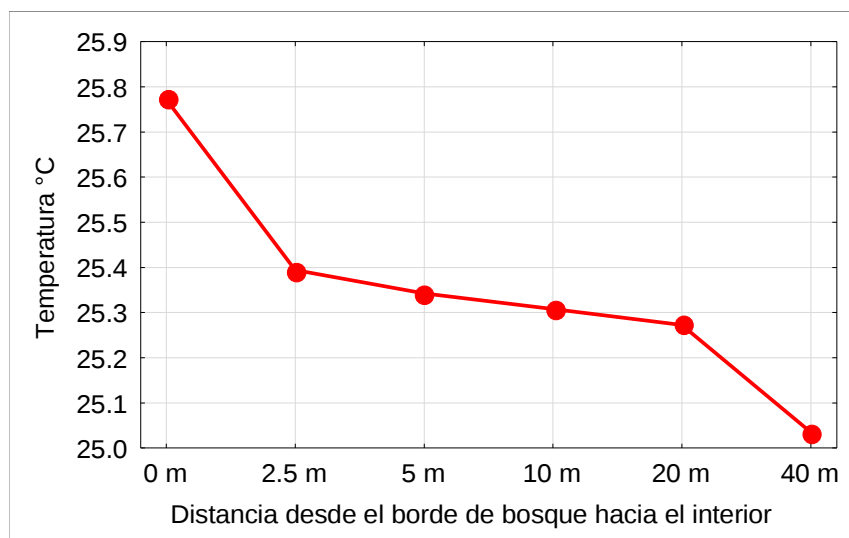


Figura 4. Valores temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la temperatura del aire a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 25.58°C, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 25.15°C. La tendencia hacia la disminución del valor de la temperatura del aire desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Temperatura del aire = $25.52 + (-0.013) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.82$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de la temperatura del aire desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 2.89, g.l. = 5, $p = 0.71$).

En la figura 5 se muestra la variación de la temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos

a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

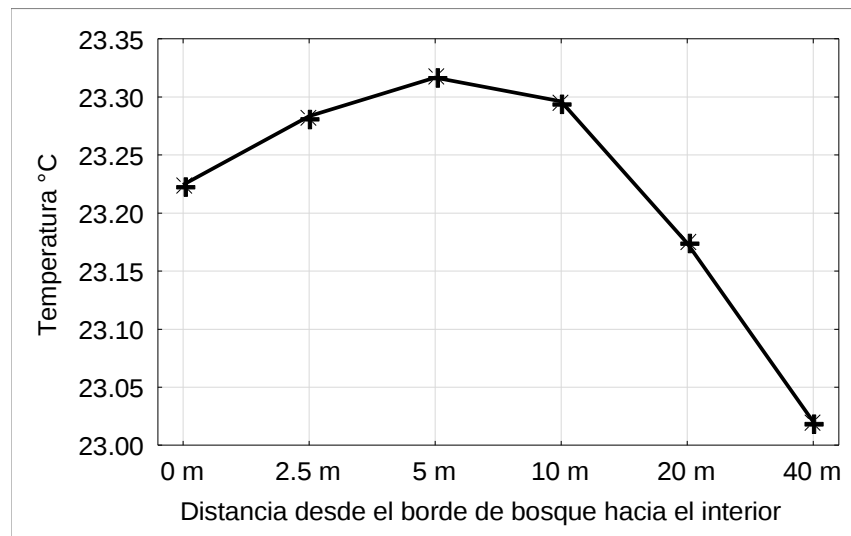


Figura 5. Valores de temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la temperatura del suelo a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 23.25 °C, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 23.1 °C. La tendencia hacia la disminución del valor de la temperatura del suelo desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Temperatura del suelo = $23.3 + (-0.007) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.88$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de la temperatura del suelo desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 5.34, g.l. = 5, $p = 0.37$).

9.1.2. Composición y estructura de la vegetación.

En la figura 6 se ilustra las familias con mayor riqueza de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

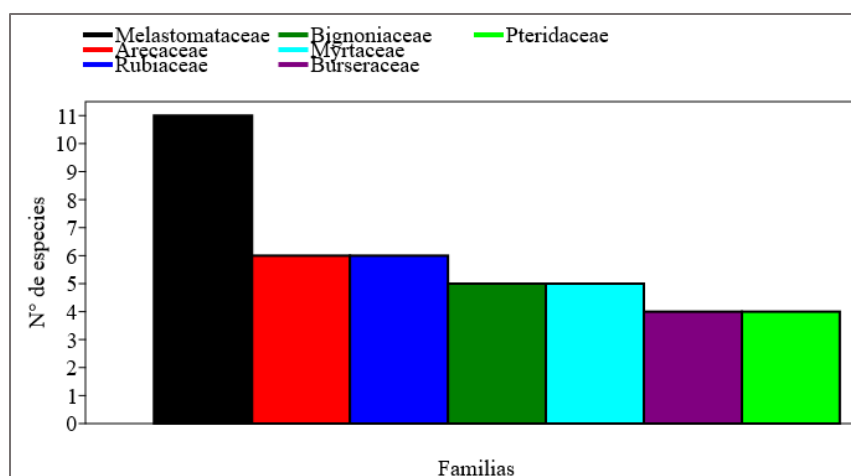


Figura 6. Familias con mayor riqueza acumulada de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha.), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

En total se encontraron 40 familias de plantas que englobaron a 93 especies, de las cuales las de mayor riqueza fueron Melastomataceae con 11 especies (11.83 % del total), Arecaceae con 7 especies (7.53 % del total) y Rubiaceae con 6 especies (6.45 % del total). Se identificaron un total de 2.773 individuos distribuidos en las 93 especies registradas, siendo las especies de mayor abundancia *Jacaranda obtusifolia* Bonpl con 164 individuos (5,91 % del total), *Miconia tomentosa* (Rich.) D. Don ex DC con 145 de individuos (5,23 % del total), *Henriettella sp* con 123 de individuos (4,44 % del total) y *Monotagma laxum* (Poepp. & Endl.) K.Schum con 118 individuos (4,55 % del total) (ver anexo 1).

En la figura 7 se registra la variación en la riqueza de familias y de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

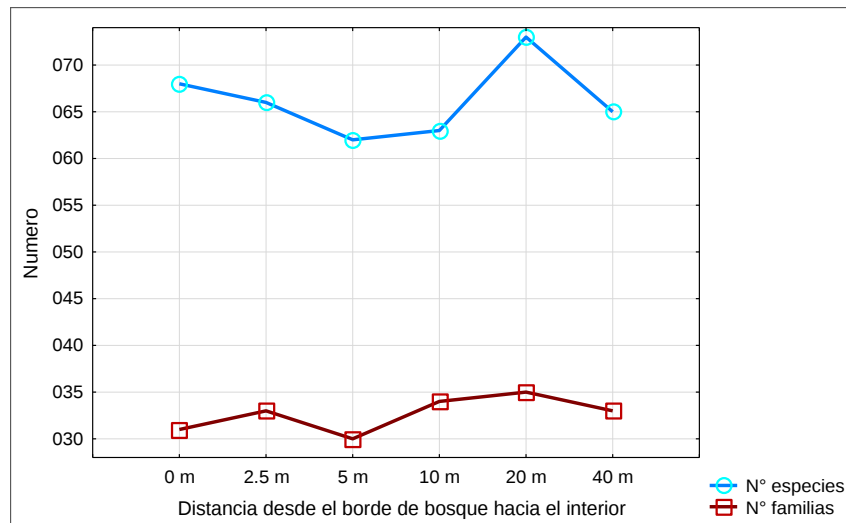


Figura 7. Variación del número acumulado de familias y de especies de plantas registradas a seis (6) diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos menores de 6 ha cada uno, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

No se detectó una correlación entre la riqueza de familias y de especies de plantas con respecto a la distancia desde el borde del bosque. En promedio se registraron 32 familias y 67 especies de plantas a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) y 34 familias que agrupan a 69 especies a las mayores distancias del borde (20 y 40 m). Sin embargo, se observó un patrón general de aumento en el número de individuos desde el borde del bosque hacia el interior (Figura 8).

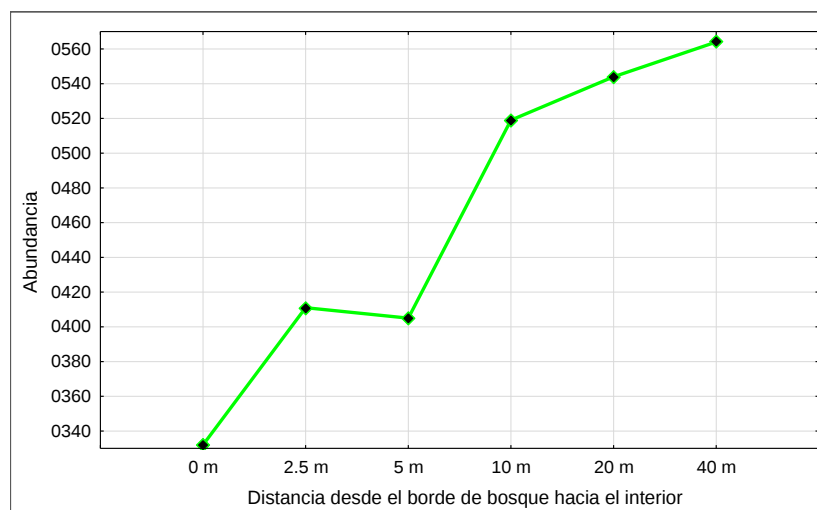


Figura 8. Variación del número de individuos registrados a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos menores de 6 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

De acuerdo con la figura 8 el número promedio de individuos a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 370.5, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 554 individuos. La tendencia hacia el aumento del número total de individuos desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Número de individuos = $395.1 + 5.20 \times \text{distancia del borde}$, $r = 0.83$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en las abundancias de las especies desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 3.04, g.l. = 5, $p = 0.69$).

En la figura 9 se ilustra la variación de la densidad del follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

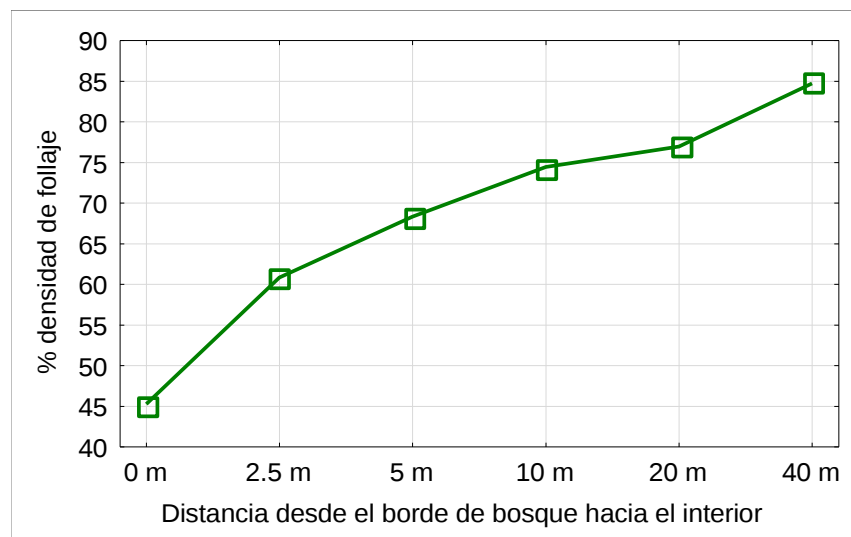


Figura 9. Valores de densidad de follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El porcentaje promedio de la densidad de follaje del sotobosque cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 53 %, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 80.83 %. La tendencia hacia el aumento del valor de la densidad de follaje del sotobosque desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Densidad de follaje = $58.56 + 0.76 \times \text{distancia del borde}$, $r = 0.82$). Sin embargo, estas diferencias tienen algo de

significancia en los registros de la densidad del follaje del sotobosque desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 11.25, g.l. = 5, $p = 0.046$).

En la figura 10 se observa la variación de la profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

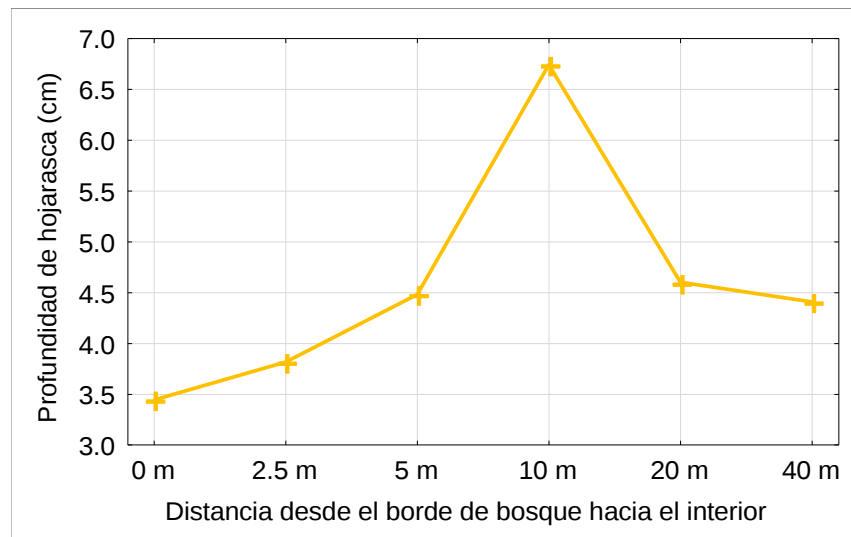


Figura 10. Valores de profundidad de hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño pequeño (< 6 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la profundidad de la hojarasca a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 3.62 cm, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 4.5 cm. La tendencia hacia el aumento del valor de la profundidad de la hojarasca desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Profundidad de la hojarasca = $4.43 + 0.01 \times \text{distancia del borde}$, $r = 0.15$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de profundidad de la hojarasca desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 3.27, g.l. = 5, $p = 0.66$).

9.1.3. Diversidad de especies.

En la figura 11 se establecen las relaciones de similitud en la abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia del borde hacia el interior del bosque en 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud, en 3 fragmentos con menos de 6 ha cada uno (tamaño pequeño).

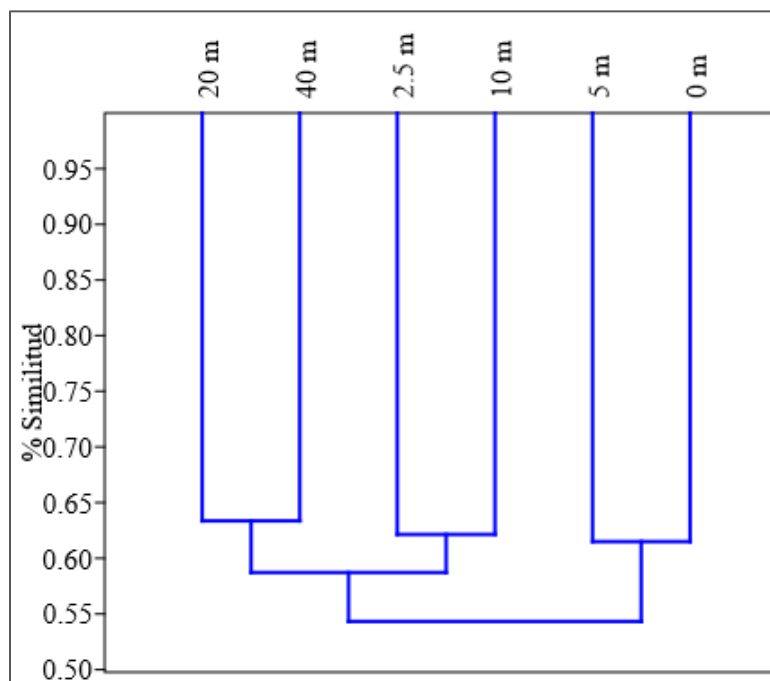


Figura 11. Dendrograma de similitud en la composición y abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia desde el borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos de tamaño menor a 6 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El dendrograma de la figura 11 indica que hay dos (2) grupos bien definidos en los fragmentos de tamaño pequeño, de acuerdo a la composición y abundancia de las especies de plantas. El primero lo conforman las especies distribuidas a distancias entre 0 y 5 m del borde hacia el interior, con una disimilitud del 45 % con respecto al segundo grupo diferenciado. Este segundo grupo engloba de manera particular a las especies distribuidas a las mayores distancias del borde hacia el interior (20 y 40 m de distancia respectivamente).

Teniendo en cuenta que las diferencias más notables se encuentran en los grupos de plantas distribuidas al borde (0 y 5 m) y en el interior (20 y 40 m), se seleccionaron y promediaron los valores de las abundancias correspondientes a estos dos grupos, y se realizó una comparación de los promedios desde el borde hacia el interior de bosque. Aunque se registran diferencias en las abundancias de las especies en cercanías del borde (0 y 5 m) y a mayores distancias del borde (20 y 40 m), estas no fueron significativas estadísticamente (Kruskal-Wallis = 2.04, g.l. = 1, $p = 0.15$). Entre las especies registradas de manera típica a mayores distancias del borde (20 – 40 m) en fragmentos de pequeño tamaño, sobresalen *Miconia minutiflora* (Bonpl.) DC, *Stylogyne longifolia* (Mart. ex Miq.) Mez, *Olyra latifolia* L. y *Virola sebifera* Aubl (ver anexo 1).

En la figura 12 se ilustran las curvas de rarefacción generadas para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque, en parcelas distribuidas en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos menores de 6 ha cada uno.

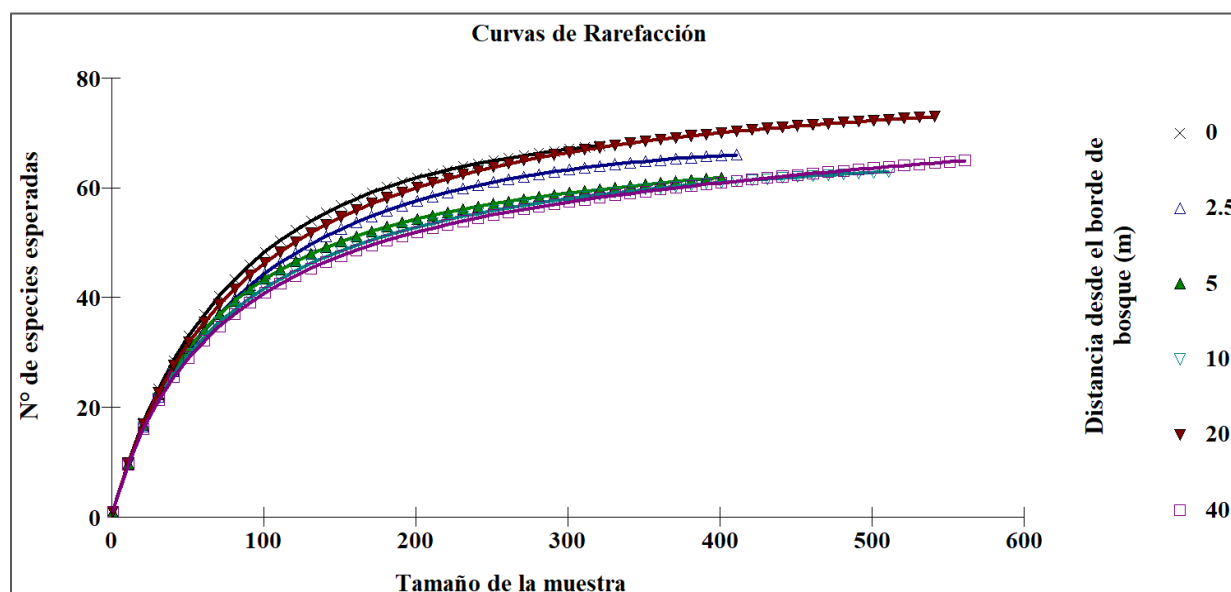


Figura 12. Curvas de rarefacción del número esperado de especies versus tamaño de la muestra, para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en fragmentos de tamaño menores a 6 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

En las curvas de rarefacción se observa que al borde el número esperado de especies de plantas aumenta en función del esfuerzo de muestreo para cada una de las distancias del borde hacia el interior del bosque. Sin embargo, si se toma como punto de corte muestral un tamaño de

321 individuos, la riqueza esperada de especies no varía de manera significativa entre las diferentes distancias. Para este tamaño de muestra, el promedio de la riqueza esperada fue de 65.85 especies para distancias entre 0 y 5 m del borde, y de 62.77 especies en promedio para distancias entre 20 y 40 m del borde.

Las curvas rango abundancia para la distribución de especies de plantas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en parcelas distribuidas en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos menores de 6 ha cada uno, se registran en la figura 13.

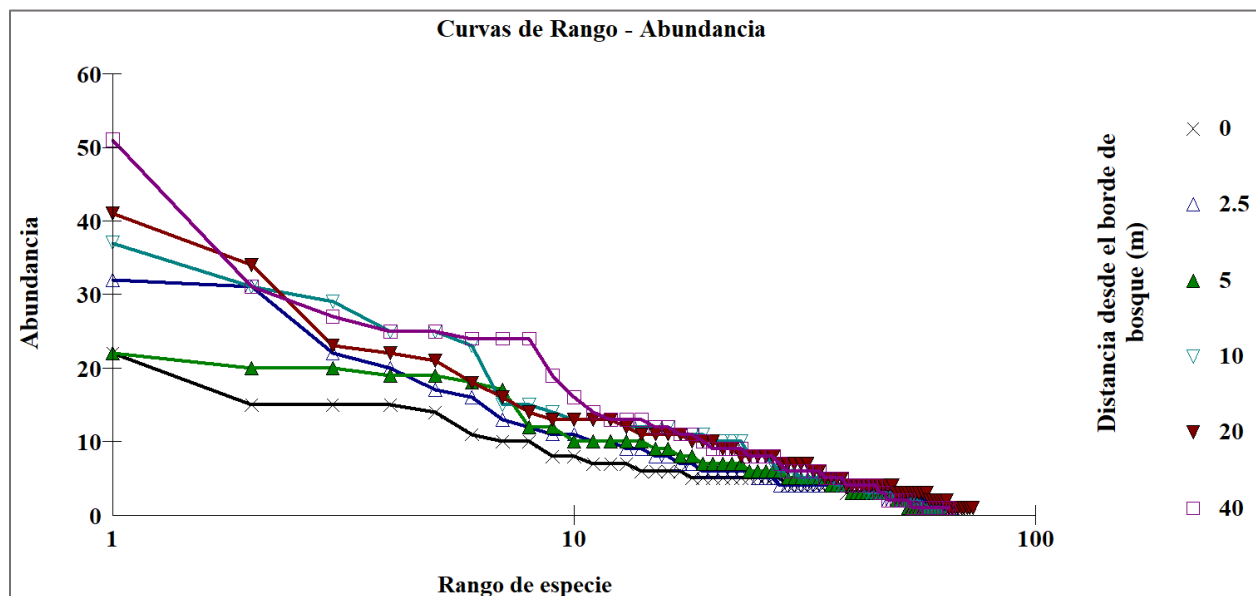


Figura 13. Curvas Rango-Abundancia para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos menores de 6 ha, la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. (Nota: El eje X representa la distribución de las especies discriminada de acuerdo a la distancia al borde, en orden decreciente de abundancia), por Cortes A, Varón C, 2018.

Las curvas rango abundancia ilustradas en la figura 13 muestran un patrón diferencial para las especies distribuidas a poca distancia del borde (0 – 5 m) en comparación con aquellas distribuidas a mayores distancias del borde (20 – 40 m). Las abundancias de las especies distribuidas a poca distancia del borde son relativamente similares (0 – 5 m), mientras que a mayores distancias (20 – 40 m) se diferencia un pequeño número de especies con abundancias relativamente altas. Entre las especies con abundancias altas a distancias entre 20 – 40 m del borde

del bosque sobresalen *Jacaranda obtusifolia* Bonpl y *Miconia tomentosa* (Rich.) D. Don ex DC respectivamente (ver anexo 1).

En la tabla 2 se registran diversos índices de diversidad alfa para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud establecidos en 3 fragmentos menores de 6 ha cada uno.

Tabla 2. Variación en los índices de diversidad alfa a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque.

Diversidad Alfa	Distancia desde el borde (m)					
	0	2.5	5	10	20	40
Índices de riqueza						
Menhinick	3.743	3.256	3.081	2.765	3.13	2.737
Margalef	11.55	10.8	10.16	9.917	11.43	10.1
Índice de dominancia						
Simpson_1-D	0.9754	0.9693	0.9727	0.9698	0.9794	0.9675
Índice de heterogeneidad						
Shannon-Wiener (H')	3.948	3.814	3.819	3.767	3.926	3.732
N° 0 de Hill	68	66	62	63	73	65
Chao-1	73	67.07	73.25	65.63	78.14	74.43
Índice de equidad						
Shannon J'	0.936	0.91	0.925	0.909	0.915	0.894

Nota: Índices de diversidad alfa calculados en 9 transectos de 40 m de longitud distribuidos en 3 fragmentos menores de 6 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

De acuerdo con la tabla 2 los índices de diversidad muestran una gran similitud en todas las distancias medidas del borde hacia el interior del bosque. Esto es, no se detecta una tendencia a tener muestras más diversas a una distancia en particular del borde hacia el interior del bosque en fragmentos menores de 6 ha. Un análisis de varianza con los índices de Shannon-Wiener entre las muestras de los 3 fragmentos menores de 6 ha para cada una de las distancias del borde hacia el interior, no registró diferencias significativas (Kruskal-Wallis = 4.696, g.l. = 5, $p = 0.45$), indicando que las muestras son parecidas. De la misma manera, las dominancias en las diferentes distancias son similares; no se resalta una distancia donde la cantidad de individuos sea notoriamente mayor, lo que indica una distribución equitativa en el patrón de abundancia de las especies en las diferentes distancias estudiadas.

9.2. Variabilidad en composición, estructura, diversidad de plantas y microclima en fragmentos de tamaño mediano (entre 6 y 14 ha)

9.2.1. Microclima.

En la figura 14 se ilustra la variación de la humedad relativa del aire registrada a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos de 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

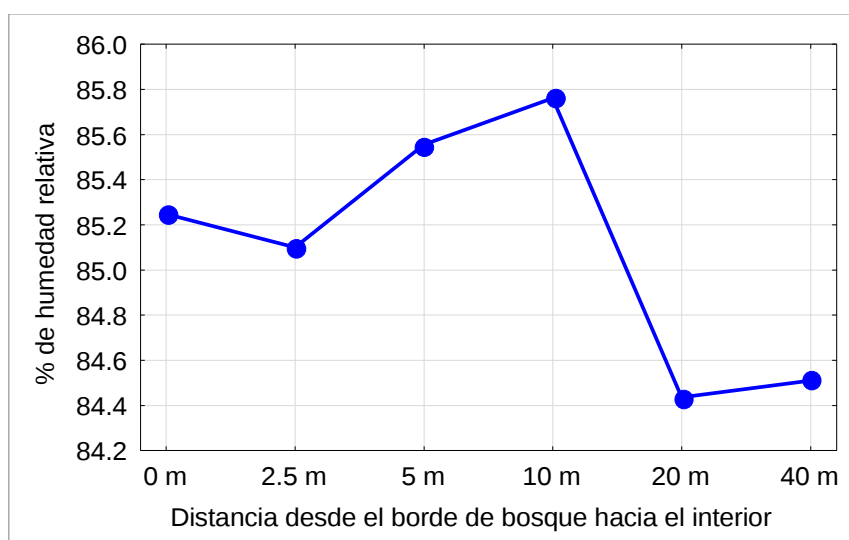


Figura 14. Valores de humedad relativa del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la humedad relativa del aire a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 85.17 %, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 84.47 %. La tendencia hacia la disminución del valor de la humedad relativa del aire desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Humedad relativa del aire = $85.42 + (-0.025) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.69$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de humedad relativa del aire desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 1.98, g.l. = 5, $p = 0.85$).

En la figura 15 se establece la variación de la temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos de 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

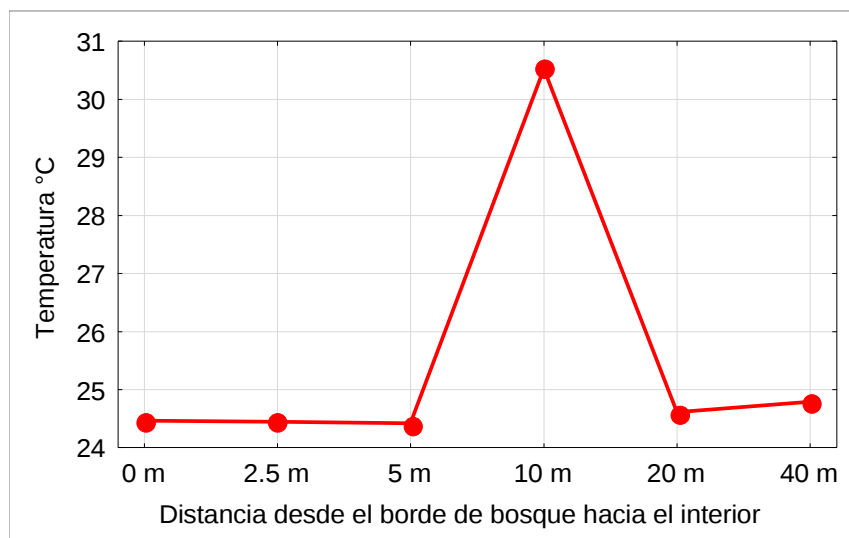


Figura 15. Valores de temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la temperatura del aire a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 24.45 °C, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 24.7 °C. La tendencia hacia la disminución del valor de la temperatura del aire desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Temperatura del aire = $25.63 + (-0.006) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.40$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de temperatura del aire desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 0.85, g.l. = 5, $p = 0.97$).

En la figura 16 se establece la variación de la temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos de 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

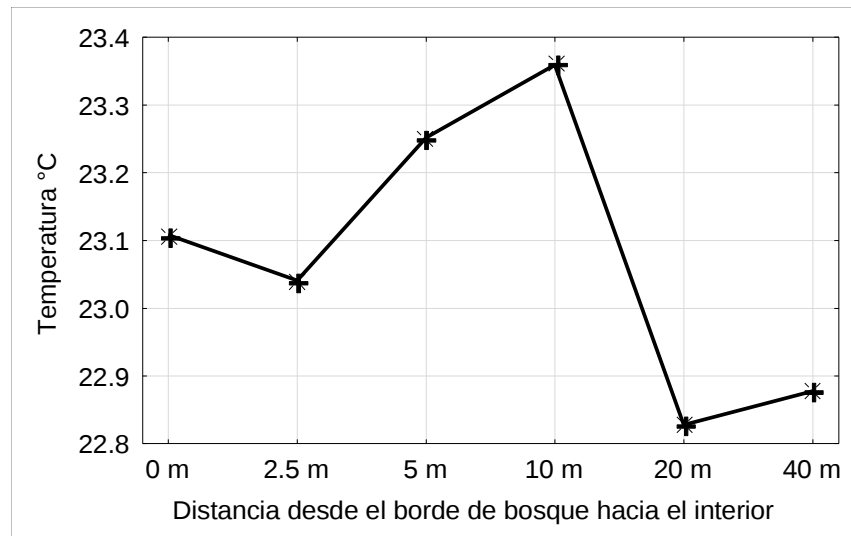


Figura 16. Valores de temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la temperatura del suelo a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 23.07 °C, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 22.85 °C. La tendencia hacia la disminución del valor de la temperatura del suelo desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Temperatura del suelo = $23.18 + (-0.008) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.6$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de temperatura del suelo desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 0.91, g.l. = 5, $p = 0.96$).

9.2.2. Composición y estructura de la vegetación.

En la figura 17 se ilustra las familias con mayor riqueza de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud, en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

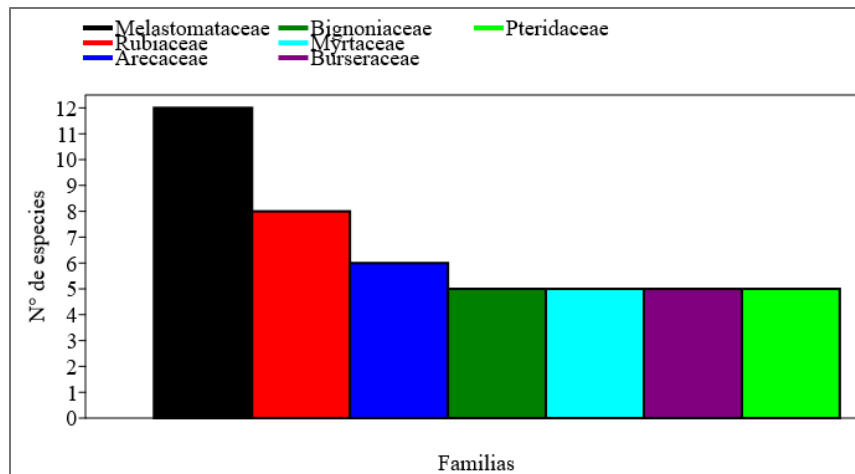


Figura 17. Familias con mayor riqueza acumulada de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha.), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

En total se encontraron 43 familias de plantas que englobaron a 104 especies, de las cuales las de mayor riqueza fueron Melastomataceae con 12 especies (10.58 % del total), Rubiaceae con 8 especies (7.69 % del total) y Arecaceae con 6 especies (5.77 % del total). Se identificaron un total de 3.971 individuos distribuidos en las 104 especies registradas, siendo las especies de mayor abundancia *Miconia tomentosa* con 219 individuos (5,51 % del total), *Vismia macrophylla Kunth* con 199 individuos (5,01 % del total), *Jacaranda obtusifolia Bonpl* con 175 individuos (4,41 % del total) y *Henriettella sp* con 173 individuos (4,35 % del total) (ver anexo 1).

En la figura 18 se registra la variación en la riqueza de familias y de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

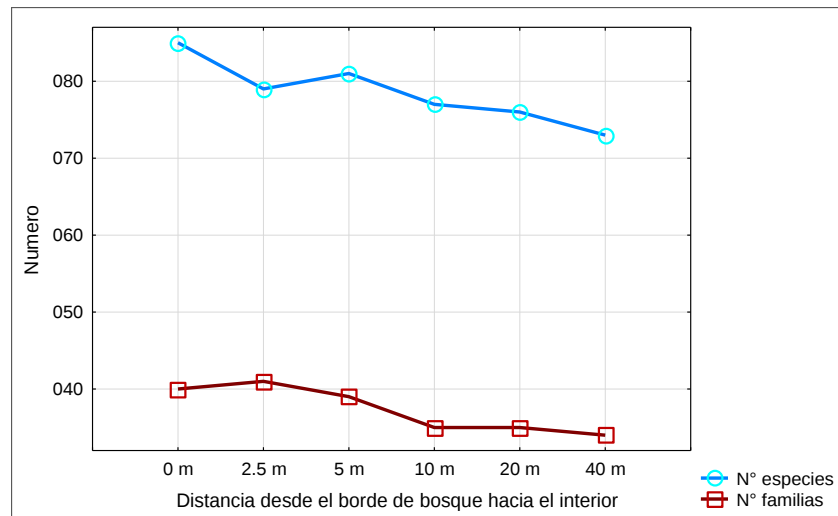


Figura 18. Variación del número acumulado de familias y de especies de plantas registradas a seis (6) diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

No se detectó una correlación entre la riqueza de familias y de especies de plantas con respecto a la distancia desde el borde del bosque. En promedio se registraron 41.5 familias y 82 especies de plantas a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) y 35.5 familias que agrupan a 74.5 especies a las mayores distancias del borde (20 y 40 m). Sin embargo, se observó un patrón general de disminución en el número de individuos desde el borde del bosque hacia el interior (figura 19).

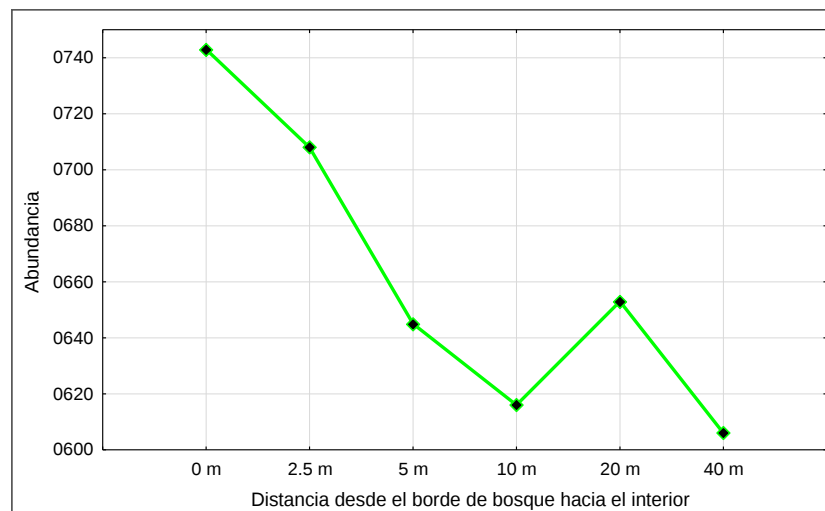


Figura 19. Variación del número de individuos registrados a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

De acuerdo con la figura 19 el número promedio de individuos a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 725.5, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 629.5 individuos. La tendencia hacia la disminución del número total de individuos desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Número de individuos = $694.26 + (-2.50) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.71$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en las abundancias de las especies desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 1.45, g.l. = 5, $p = 0.91$).

En la figura 20 se establece la variación de la densidad del follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos de 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

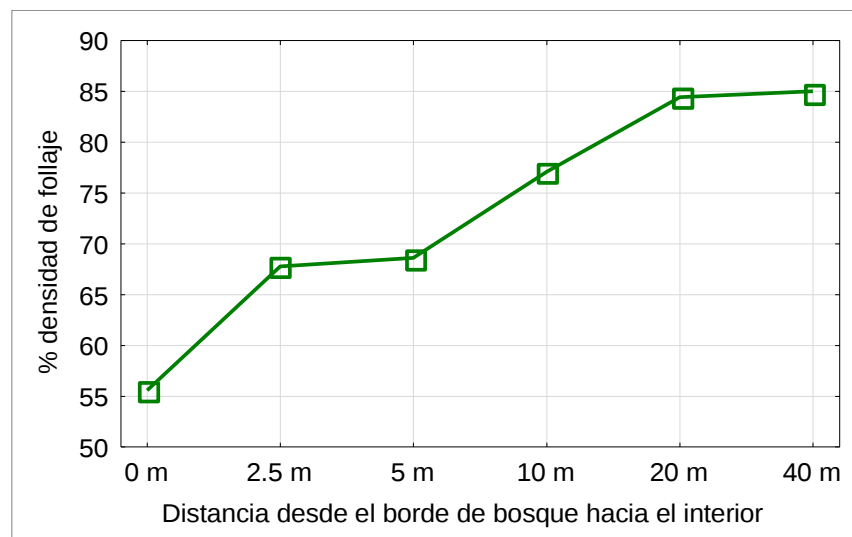


Figura 20. Valores de la densidad de follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la densidad del follaje del sotobosque a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 61.67 %, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 84.72 %. La tendencia hacia el aumento del valor de la densidad del follaje del sotobosque desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Densidad del follaje del sotobosque = $64.98 + 0.63 \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.83$). Sin embargo,

si se encontraron diferencias significativas en los registros de la densidad del follaje del sotobosque desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 13.1 g.l. = 5, $p = 0.02$).

En la figura 21 se establece la variación de la profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos de 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

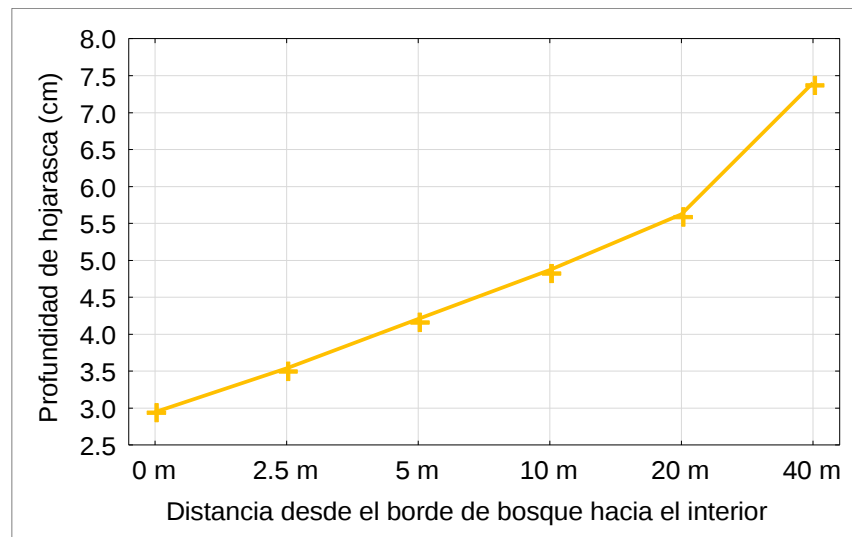


Figura 21. Valores de profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (6 - 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la profundidad de la hojarasca a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 3.24 cm, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 6.51 cm. La tendencia hacia el aumento del valor de la profundidad de la hojarasca desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Profundidad de la hojarasca = $3.41 + 0.11 \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.98$). No obstante, si se encontraron diferencias significativas en los registros de la profundidad de la hojarasca desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 15.29, g.l. = 5, $p = 0.009$).

9.2.3. Diversidad de especies.

En la figura 22 se establecen las relaciones de similitud en la abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia del borde hacia el interior del bosque en 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud, en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno (tamaño mediano).

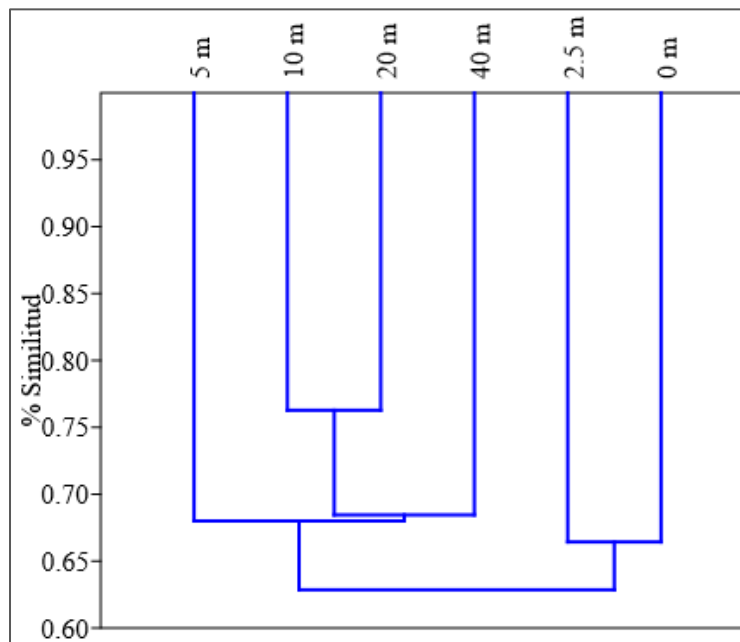


Figura 22. Dendrograma de similitud en la composición y abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia desde el borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos de tamaño entre 6 a 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El dendrograma de la figura 22 indica que hay dos (2) grupos bien definidos en los fragmentos de tamaño mediano, de acuerdo a la composición y abundancia de las especies de plantas. El primero lo conforman las especies distribuidas a distancias entre 0 y 2.5 m del borde hacia el interior, con una disimilitud del 37 % con respecto al segundo grupo diferenciado. Este segundo grupo engloba de manera particular a las especies distribuidas a las mayores distancias del borde hacia el interior (20 y 40 m de distancia respectivamente).

Teniendo en cuenta que las diferencias más notables se encuentran en los grupos de plantas distribuidas al borde (0 y 2.5 m) y en el interior (20 y 40 m), se seleccionaron y promediaron los valores de las abundancias correspondientes a estos dos grupos, y se realizó una comparación de los promedios desde el borde hacia el interior de bosque. Aunque se registran diferencias en las abundancias de las especies en cercanías del borde (0 y 2.5 m) y a mayores distancias del borde (20 y 40 m), estas no fueron significativas estadísticamente (Kruskal-Wallis = 0.65, g.l. = 1, $p = 0.416$). Entre las especies registradas de manera típica a mayores distancias del borde (20 – 40 m) en fragmentos de tamaño mediano, sobresalen *Myrcia paivae* O.Berg, *Virola sebifera* Aubl, *Monotagma laxum* (Poepp. & Endl.) K.Schum y *Vismia macrophylla* Kunth (ver anexo 1).

En la figura 23 se ilustran las curvas de rarefacción generadas para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque, en parcelas distribuidas en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno.

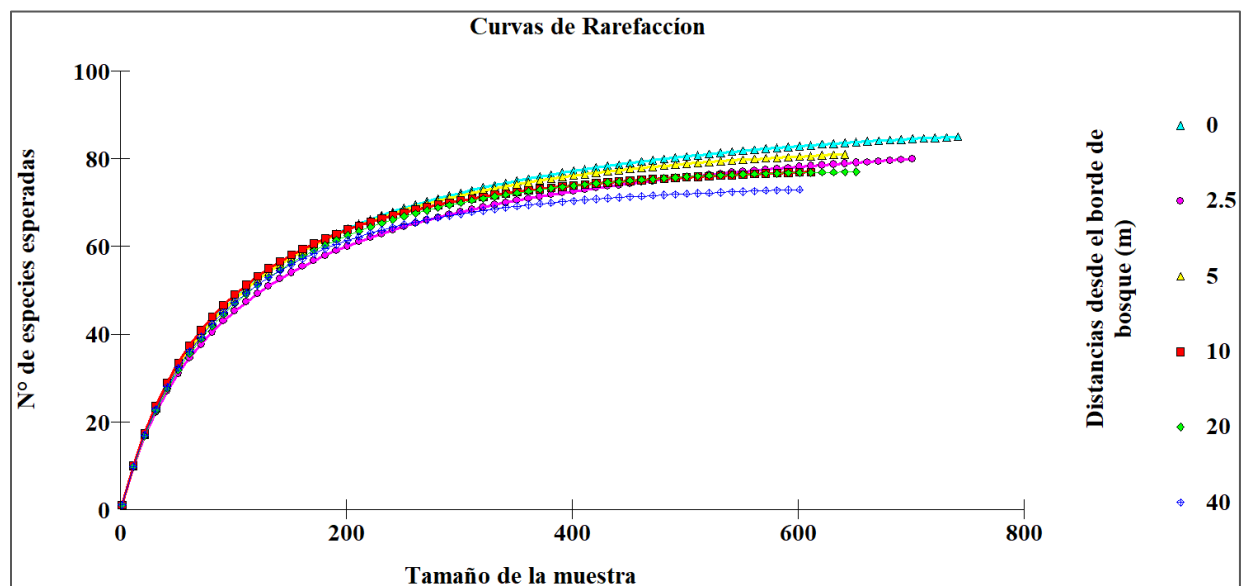


Figura 23. Curvas de rarefacción del número esperado de especies versus tamaño de la muestra, para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en fragmentos de tamaño entre 6 a 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

En las curvas de rarefacción se observa que al inicio el número esperado de especies de plantas aumenta en función del esfuerzo de muestreo para cada una de las distancias del borde hacia el interior del bosque. Sin embargo, si se toma como punto de corte muestral un tamaño de 601 individuos, la riqueza esperada de especies no varía de manera significativa entre las diferentes

distancias. Para este tamaño de muestra, el promedio de la riqueza esperada fue de 80.48 especies para distancias entre 0 y 5 m del borde, y de 74.86 especies en promedio para distancias entre 20 y 40 m del borde.

Las curvas rango abundancia para la distribución de especies de plantas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en parcelas distribuidas en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos menores entre 6 a 14 ha cada uno, se registran en la figura 24.

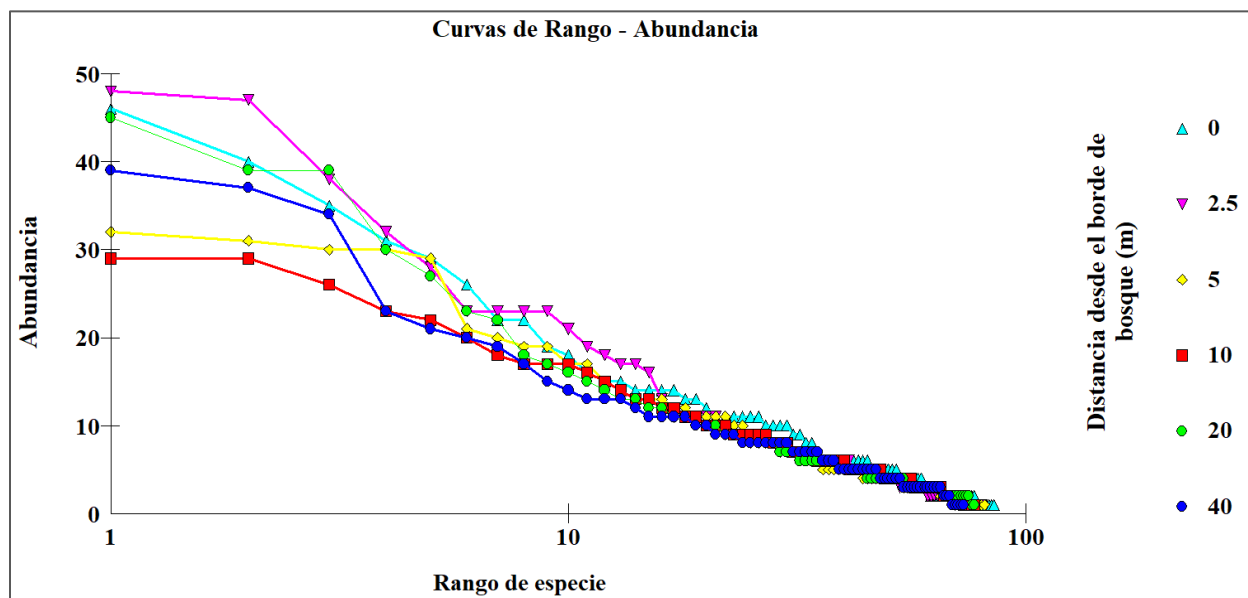


Figura. 24. Curvas Rango-Abundancia para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos entre 6 a 14 ha, la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. (Nota: El eje X representa la distribución de las especies discriminada de acuerdo a la distancia al borde, en orden decreciente de abundancia), por Cortes A, Varón C, 2018.

Las curvas rango abundancia ilustradas en la figura 24 muestran un patrón diferencial en dos grupos, el primero de ellos para las especies distribuidas al borde y al interior de los fragmentos (0, 2.5, 20 y 40 m) en comparación con el segundo grupo las cuales están a distancias medias del borde (5 – 10 m). Las abundancias de las especies son relativamente similares dentro cada grupo, exceptuando el interior de los fragmentos (40 m) que presentan abundancias diferentes. Entre las especies con abundancias altas a distancias entre 0 – 2.5 m del borde del bosque sobresalen *Jacaranda obtusifolia* Bonpl, *Erythroxylum macrophyllum* Cav y *Rourea laurifolia* G.Schellenb.

En la tabla 3 se registran diversos índices de diversidad alfa para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud establecidos en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha cada uno.

Tabla 3. *Variación en los índices de diversidad alfa a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque.*

Diversidad Alfa	Distancia desde el borde (m)					
	0	2.5	5	10	20	40
Índices de riqueza						
Menhinick	3.118	3.007	3.189	3.102	3.013	2.965
Margalef	12.71	12.04	12.37	11.83	11.73	11.24
Índice de dominancia						
Simpson_1-D	0.976	0.972	0.9764	0.9782	0.973	0.9746
Índice de heterogeneidad						
Shannon-Wiener (H')	4.032	3.912	4.02	4.049	3.953	3.963
N° 0 de Hill	85	80	81	77	77	73
Chao-1	86.65	85.5	82.91	78.25	77.09	75.5
Índice de equidad						
Shannon J'	0.908	0.893	0.915	0.932	0.91	0.924

Nota: Índices de diversidad alfa calculados en 9 transectos de 40 m de longitud distribuidos en 3 fragmentos entre 6 a 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

De acuerdo con la tabla 3 los índices de diversidad muestran una gran similitud en todas las distancias medidas del borde hacia el interior del bosque. Esto es, no se detecta una tendencia a tener muestras más diversas a una distancia en particular del borde hacia el interior del bosque en fragmentos entre 6 a 14 ha. Un análisis de varianza con los índices de Shannon-Wiener entre las muestras de los 3 fragmentos entre 6 a 14 ha para cada una de las distancias del borde hacia el interior, no registró diferencias significativas (Kruskal-Wallis = 2.1, g.l. = 5, $p = 0.83$), indicando que las muestras son parecidas. De la misma manera, las dominancias en las diferentes distancias son similares; no se resalta una distancia donde la cantidad de individuos sea notoriamente mayor, lo que indica una distribución equitativa en el patrón de abundancia de las especies en las diferentes distancias estudiadas.

9.3. Variabilidad en composición, estructura, diversidad de plantas y microclima en fragmentos de tamaño grande (> 14 ha)

9.3.1. Microclima.

En la figura 25 se ilustra la variación de la humedad relativa del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

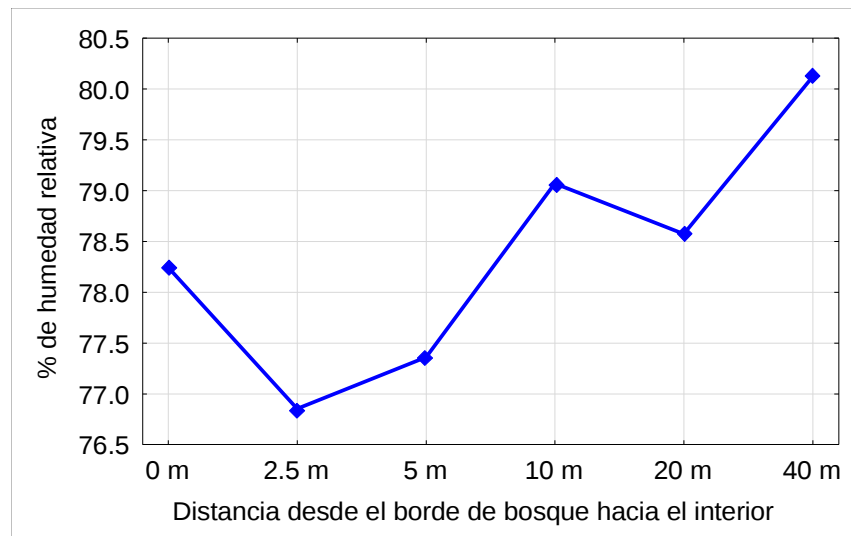


Figura. 25. Valores de humedad relativa del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El número promedio de humedad relativa del aire a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 77.54 %, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 79.34 %. La tendencia hacia el aumento del valor de la humedad relativa del aire desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Humedad relativa del aire = $77.54 + 0.06 \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.81$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de humedad relativa del aire desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 1.07, g.l. = 5, $p = 0.95$).

En la figura 26 se ilustra la variación de la temperatura del aire registrada a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

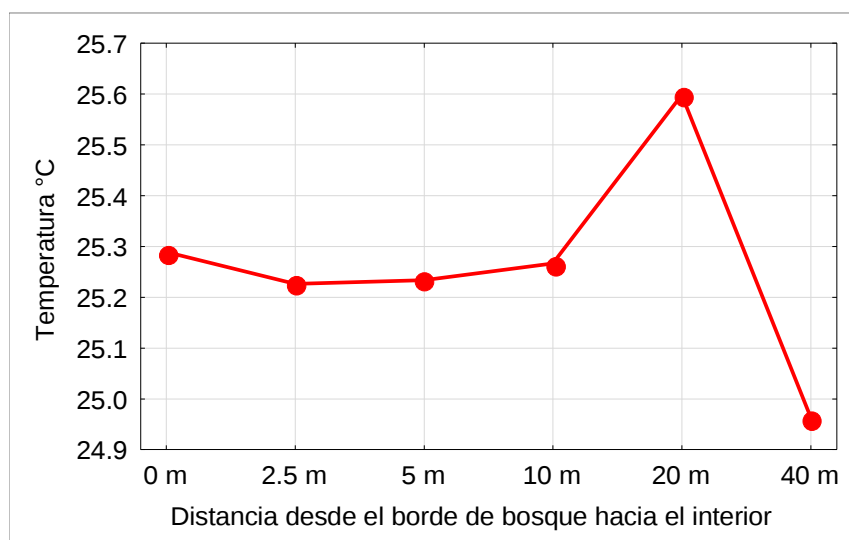


Figura. 26. Valores de temperatura del aire registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño mediano (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la temperatura del aire a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 25.25 °C, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 25.28 °C. La tendencia hacia la disminución del valor de la temperatura del aire desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Temperatura del aire = $25.32 + (-0.005) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.36$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de la temperatura del aire desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 2.33, g.l. = 5, $p = 0.80$).

En la figura 27 se muestra la variación de la temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

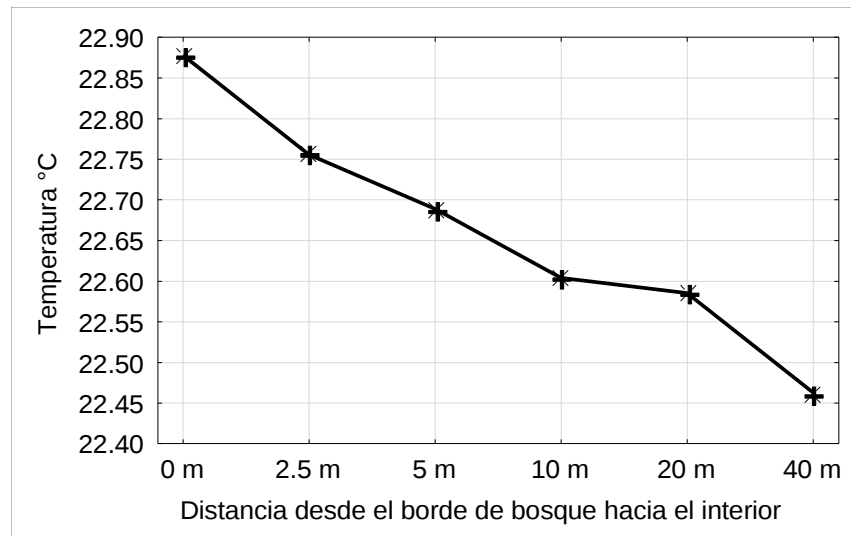


Figura. 27. Valores de temperatura del suelo registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la temperatura del suelo a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 22.81 °C, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 22.52 °C. La tendencia hacia el decaimiento del valor de la temperatura del suelo desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Temperatura del suelo = $22.74 + (-0.009) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.89$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de temperatura del suelo desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 2.88, g.l. = 5, $p = 0.71$).

9.3.2. Composición y estructura de la vegetación.

En la figura 28 se ilustra las familias con mayor riqueza de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

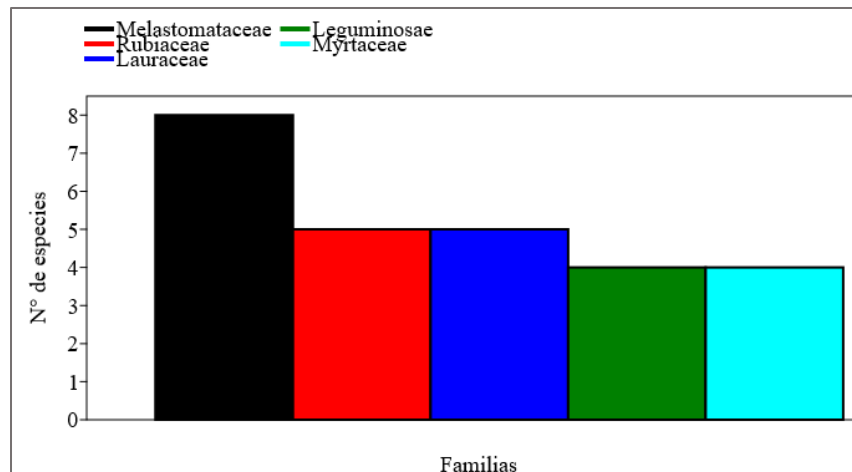


Figura 28. Familias con mayor riqueza acumulada de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha.), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

En los bosques fragmentados con áreas de más de 14 ha de la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno se registró un total de 2.287 individuos, siendo las especies de mayor abundancia; *Henriettella* sp con 179 individuos (7,82 %), *Miconia tomentosa* (Rich.) D. Don ex DC con 163 de individuos (7,12 %), *Vismia macrophylla* Kunth con 133 de individuos (5,81 %) y *Jacaranda obtusifolia* Bonpl con 103 individuos (4,5 %). Este número de individuos se encuentran distribuido en 67 especies perteneciente a 36 familias vegetales de las cuales se destacan Melastomataceae con 8 especies (12 %), Lauraceae y Rubiaceae con 5 especies (7,46 % c/u) (ver anexo 1). Tan solo estas 3 familias representan el 26,92 % del total de las especies encontradas en estos bosques. Se destaca que el 60 % de las familias están representadas por solo una especie.

En la figura 29 se registra la variación en la riqueza de familias y de especies de plantas registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 108 parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

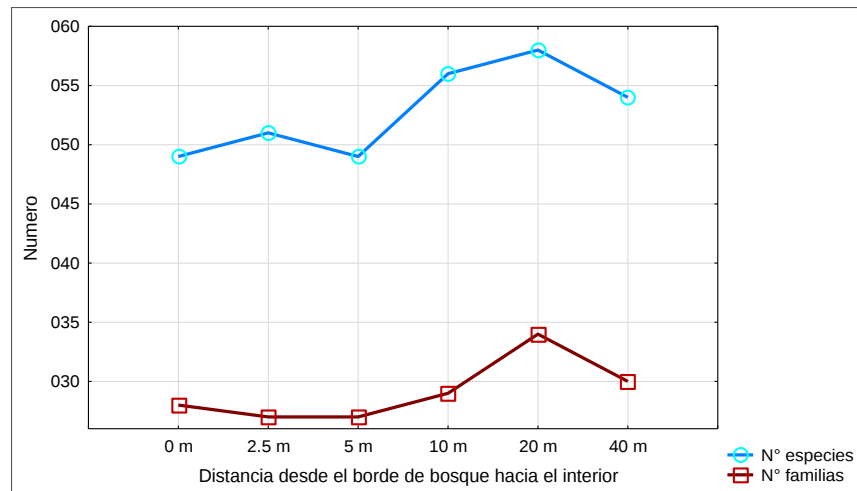


Figura 29. Variación del número acumulado de familias y de especies de plantas registradas a seis (6) diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

No se detectó una correlación entre la riqueza de familias y de especies de plantas con respecto a la distancia desde el borde del bosque. En promedio se registraron 28 familias y 50 especies de plantas a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) y 32 familias que agrupan a 56 especies a las mayores distancias del borde (20 y 40 m). Sin embargo, se observó un patrón general de aumento en el número de individuos desde el borde del bosque hacia el interior (figura 30).

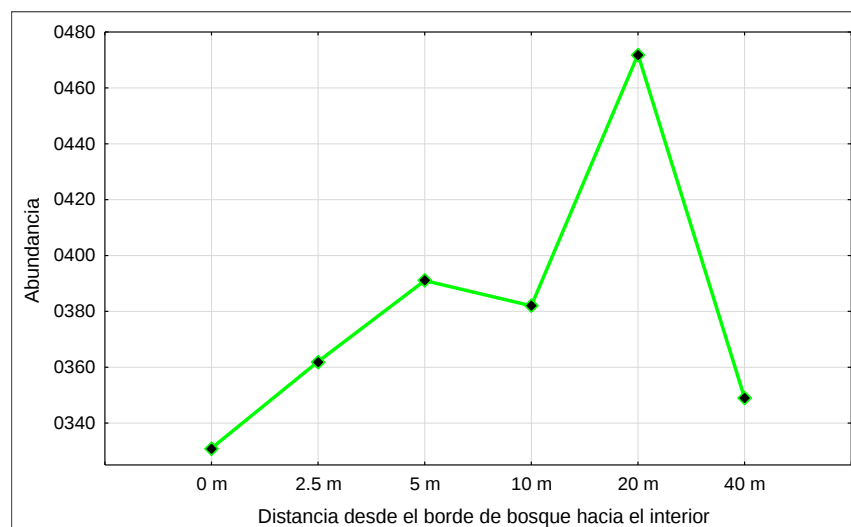


Figura 30. Número de individuos registrados a diferentes distancias desde el borde de bosque, en fragmentos de tamaño > 14 ha de la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

De acuerdo con la figura 30 el número promedio de individuos a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 346.5, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 410.5 individuos. La tendencia hacia el aumento del número total de individuos desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Número de individuos = $375 + 0.47 \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.14$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en las abundancias de las especies desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 3.03, g.l. = 5, $p = 0.59$).

En la figura 31 se ilustra la variación de la densidad del follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

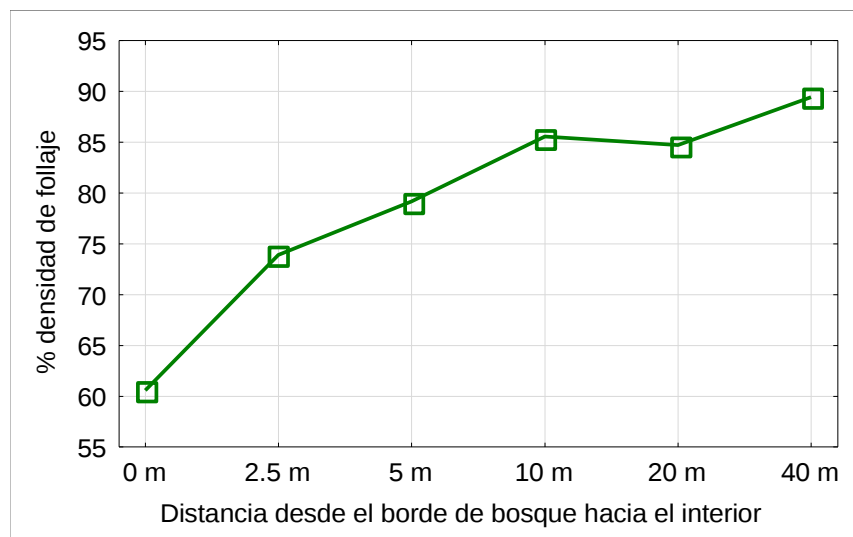


Figura 31. Valores de densidad de follaje del sotobosque registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El porcentaje promedio de la densidad de follaje del sotobosque cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 67.22 %, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 87.02 %. La tendencia hacia el aumento del valor de la densidad de follaje del sotobosque desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Densidad de follaje del sotobosque = $72.09 + 0.52 \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.75$). Sin embargo, no se

encontraron diferencias significativas en los registros de la densidad del follaje del sotobosque desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 6.86, g.l. = 5, $p = 0.23$).

En la figura 32 se observa la variación de la profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en un total de 54 puntos de muestreo, distribuidos a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud cada uno, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

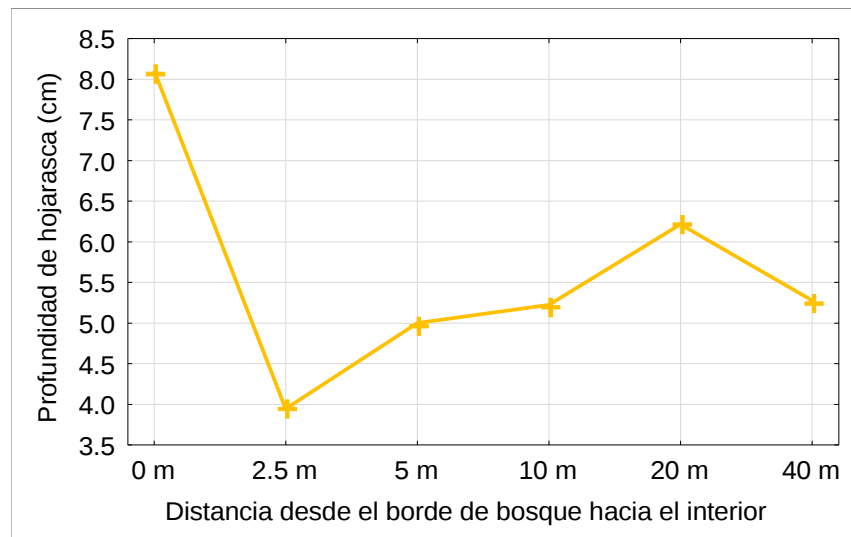


Figura 32. Valores de profundidad de la hojarasca registradas a diferentes distancias del borde hacia el interior de bosque, en 3 fragmentos de tamaño grande (> 14 ha), RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El valor promedio de la profundidad de la hojarasca a distancias cercanas al borde (0 y 2.5 m) fue de 6.02 cm, mientras que el promedio a mayores distancias (20 y 40 m) fue de 5.74 cm. La tendencia hacia el decaimiento del valor de la profundidad de la hojarasca desde el borde hacia el interior del bosque en los primeros 40 m. fue descrita con una regresión lineal (Profundidad de la hojarasca = $5.78 + (-0.012) \cdot \text{distancia del borde}$, $r = 0.12$). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los registros de profundidad de la hojarasca desde el borde hacia el interior del bosque (Kruskal-Wallis = 7.60, g.l. = 5, $p = 0.17$).

9.3.3. Diversidad de especies.

En la figura 33 se establecen las relaciones de similitud en la abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia del borde hacia el interior del bosque en 108 parcela distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud, en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno (tamaño grande).

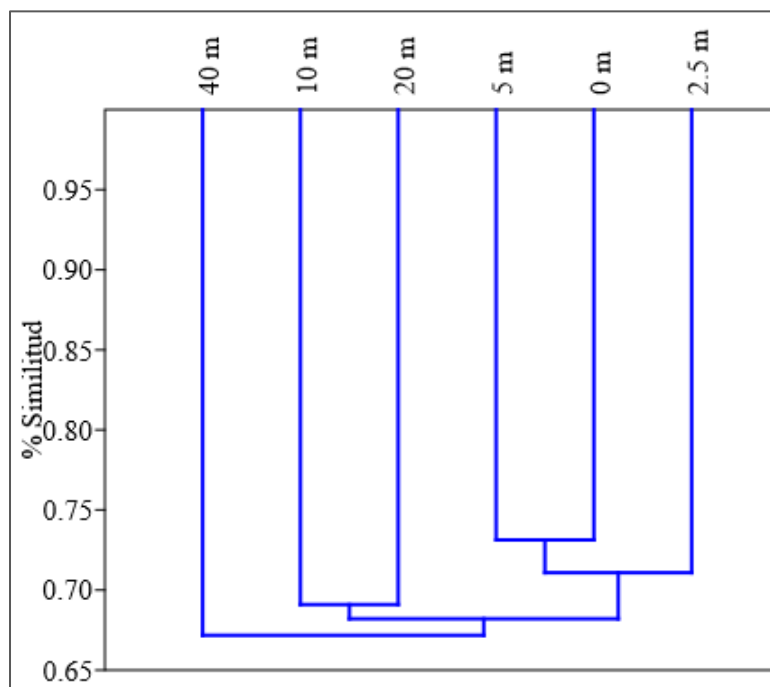


Figura 33. Dendrograma de similitud en la composición y abundancia promedia de especies de plantas discriminada de acuerdo a la distancia desde el borde hacia el interior del bosque en 3 fragmentos de tamaño con más de 14 ha., RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

El dendrograma de la figura 33 indica que hay tres (3) grupos bien definidos en los fragmentos de tamaño grande, de acuerdo a la composición y abundancia de las especies de plantas. El primero lo conforman las especies distribuidas a distancias entre 0 y 5 m del borde hacia el interior, con una similitud del 73 %, el segundo grupo diferenciado lo engloba las especies distribuidas a distancias entre 10 y 20 m del borde hacia el interior, con una similitud del 69 %, y el último grupo se encuentra a una distancia de 40 m con una disimilitud del 35 % con respecto a los otros dos grupos.

Teniendo en cuenta que las diferencias más notables se encuentran en los grupos de plantas distribuidas al borde (0 y 5 m) y en el interior (10 y 40 m), se seleccionaron y promediaron los valores de las abundancias correspondientes a estos dos grupos, y se realizó una comparación de los promedios desde el borde hacia el interior de bosque. Aunque se registran diferencias en las abundancias de las especies en cercanías del borde (0 y 5 m) y a mayores distancias del borde (20 y 40 m), estas no fueron significativas estadísticamente (Kruskal-Wallis = 2.047, g.l. = 1, $p = 0.1525$). Entre las especies registradas de manera típica a mayores distancias del borde (20 – 40 m) en fragmentos de pequeño grande, sobresalen *Miconia minutiflora* (Bonpl.) DC, *Stylogyne longifolia* (Mart. ex Miq.) Mez, *Olyra latifolia* L. y *Virola sebifera* Aubl (ver anexo 1).

En la figura 34 se ilustran las curvas de rarefacción generadas para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque, en parcelas distribuidas en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos con más de 14 ha cada uno.

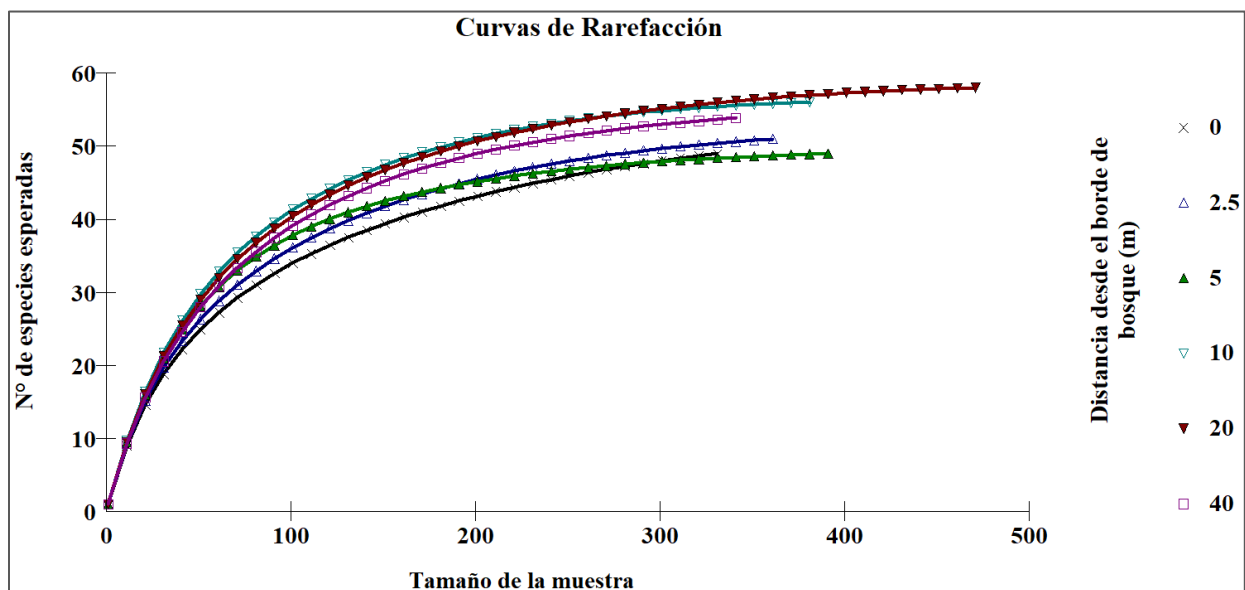


Figura 34. Curvas de rarefacción del número esperado de especies versus tamaño de la muestra, para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en fragmentos de tamaño con más de 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

En la curva de acumulación se observó que el número de especies aumenta en función del esfuerzo de muestreo en cada una de las distancias desde el borde de bosque, indicando que este fue significativo y coincide con el comportamiento de las curvas. Sin embargo, si se toma como

punto de corte muestral un tamaño de 321 individuos, la riqueza esperada de especies no varía de manera significativa entre las diferentes distancias. Para este tamaño de muestra, el promedio de la riqueza esperada fue de 49.44 especies para distancias entre 0 y 5 m del borde, y de 54.58 especies en promedio para distancias entre 20 y 40 m del borde.

Las curvas rango abundancia para la distribución de especies de plantas a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en parcelas distribuidas en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos con más de 14 ha cada uno, se registran en la figura 35.

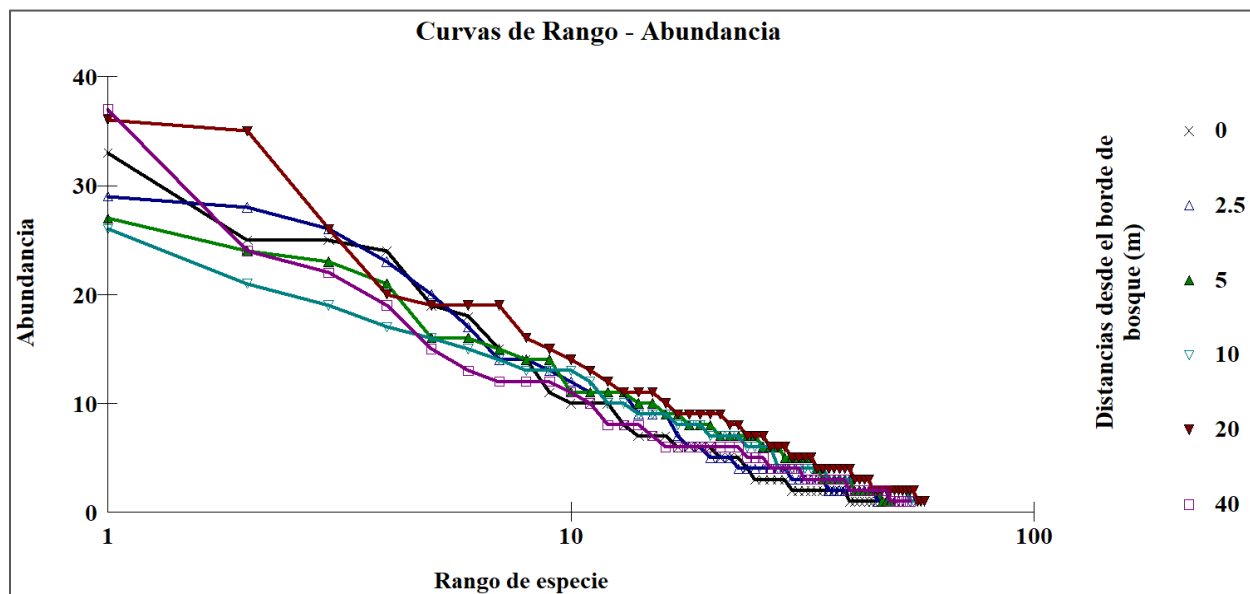


Figura 35. Curvas Rango-Abundancia para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en 9 transectos de 40 m de longitud en fragmentos con más de 14 ha, la RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno. (Nota: El eje X representa la distribución de las especies discriminada de acuerdo a la distancia al borde, en orden decreciente de abundancia), por Cortes A, Varón C, 2018.

Las curvas rango abundancia ilustradas en la figura 35 muestran un patrón diferencial en dos grupos, el primero de ellos para las especies distribuidas al borde y al interior de los fragmentos (0, 20 y 40 m) en comparación con el segundo grupo las cuales están a distancias medias del borde (2.5 – 10 m). Las abundancias de las especies son relativamente similares dentro cada grupo, exceptuando el interior de los fragmentos (20 y 40 m) que presentan abundancias diferentes. Entre

las especies con abundancias altas a distancias entre 20 y 40 m del borde del bosque sobresalen *Henriettella* sp y *Miconia tomentosa* (Rich.) D. Don ex DC.

En la tabla 4 se registran diversos índices de diversidad alfa para diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque en parcelas distribuidas a lo largo de 9 transectos de 40 m de longitud establecidos en 3 fragmentos con más de 14 ha cada uno.

Tabla 4. Variación en los índices de diversidad alfa a diferentes distancias del borde hacia el interior del bosque.

Diversidad Alfa	Distancia desde el borde (m)					
	0	2.5	5	10	20	40
Índices de riqueza						
Menhinick	2.693	2.681	2.478	2.865	2.67	2.891
Margalef	8.273	8.487	8.042	9.251	9.258	9.052
Índice de dominancia						
Simpson_1-D	0.9545	0.96	0.9672	0.9704	0.9676	0.9619
Índice de heterogeneidad						
Shannon-Wiener (H')	3.403	3.507	3.616	3.737	3.704	3.6
N° 0 de Hill	37	38	41	44	47	44
Chao-1	53.09	52.36	49.43	56.3	58.25	55.5
Índice de equidad						
Shannon J'	0.864	0.875	0.919	0.916	0.9	0.888

Nota: Índices de diversidad alfa calculados en 9 transectos de 40 m de longitud distribuidos en 3 fragmentos con más de 14 ha, RFP Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, por Cortes A, Varón C, 2018.

De acuerdo con la tabla 4 los índices de diversidad muestran una gran similitud en todas las distancias medidas del borde hacia el interior del bosque. Esto es, no se detecta una tendencia a tener muestras más diversas a una distancia en particular del borde hacia el interior del bosque en fragmentos con más de 14 ha. Un análisis de varianza con los índices de Margalef entre las muestras de los 3 fragmentos con más de 14 ha para cada una de las distancias del borde hacia el interior, no registró diferencias significativas (Kruskal-Wallis = 8.20, g.l. = 5, $p=0.14$), indicando que las muestras son parecidas. De la misma manera, las dominancias en las diferentes distancias son similares; no se resalta una distancia donde la cantidad de individuos sea notoriamente mayor, lo que indica una distribución equitativa en el patrón de abundancia de las especies en las diferentes distancias estudiadas.

9.4. Relación entre la composición, diversidad de especies y variables microclimáticas con el efecto de borde

Para establecer la relación entre la composición de especies de plantas y variables microclimáticas con respecto a las distancias del borde al interior del bosque en los tres tipos de fragmentos se realizó un Análisis de Correspondencia Simplificado (Detrended) – ACD.

En la figura 36 se representa el biplot del Análisis de Correspondencia (Detrended) para un total de 118 especies de plantas, 5 variables microclimáticas y ambientales y 6 distancias (0, 2.5, 5, 10, 20 y 40 m) incluidas en los análisis.

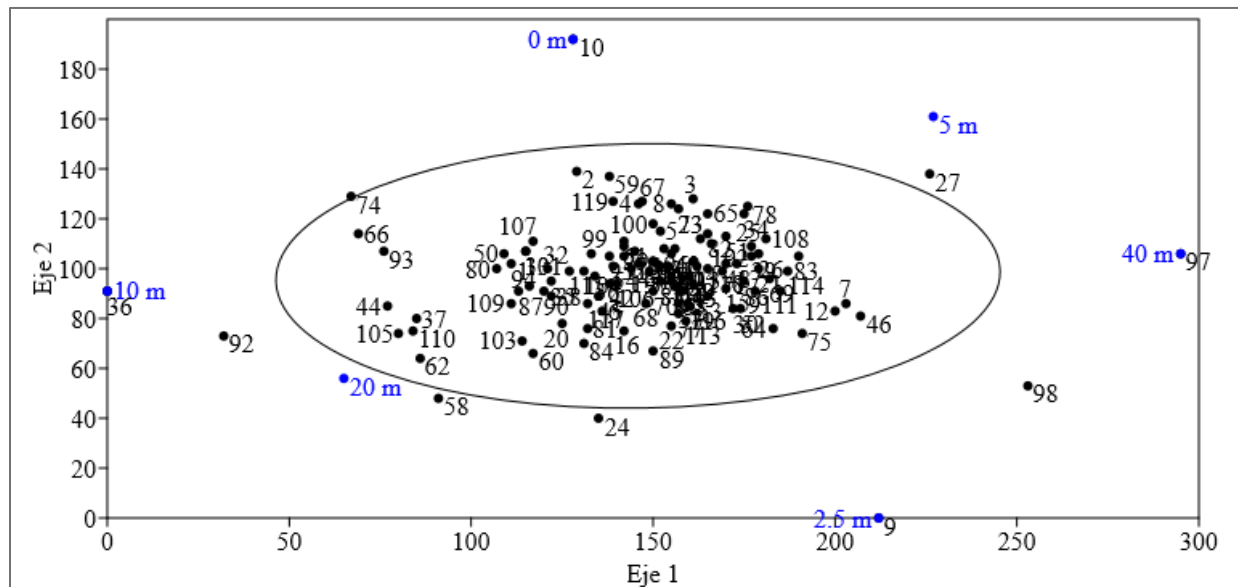


Figura 36. Análisis de Correspondencia (Detrended), donde se ilustra la distribución de 118 especies de plantas y 5 variables ambientales y microclimáticas incluidas (las variables con mayor relación aparecen encerradas en un círculo), por Cortes A, Varón C, 2018.

La figura 36 ilustra la distribución de las diferentes distancias del borde al interior del bosque (representado por círculos azules) y su relación con la distribución de las variables biológicas (118 especies) y 6 variables microclimáticas y ambientales (representadas por círculos negros). Se observa una nube de puntos con un alto grado de correlación o similitud (dada la proximidad) entre variables biológicas, ambientales y microclimáticas que engloba al 95 % de los datos incluidos en el análisis.

Adicionalmente el gráfico muestra un alto grado de dispersión de las distancias, lo que indica un bajo nivel de relación con la distribución de las especies y variables microclimáticas y ambientales incluidas. Nótese que las distancias 10 m y 40 m respectivamente, se encuentran distribuidas en lugares diametralmente opuestos con respecto al eje 1 (de mayor variabilidad acumulada en la ordenación).

De acuerdo con la figura 36 la distancia a 10 m se encuentra "asociada" con la especie 36 (*Rhynchospora sp*) y la distancia a 40 m con la especie 97 (*Helecho sp.1*). Igualmente la ubicación de las distancias a 0 m y 2.5 m se correlaciona con la distribución de las especies 10 (*Schefflera sp.1*) y 9 (*Caladium bicolor* (Aiton) Vent.) respectivamente. Se puede establecer también que las especies 92, 58 y 24 (*Bambusa vulgaris Schrad.*, *Inga thibaudiana DC.*, *Protium sp.*) forman un grupo que se halla relacionado a las tres distancias (2.5, 10, 20 m) que se encuentran ubicadas en la porción inferior del gráfico.

El primer eje de ordenación arrojó un auto valor (valor eigen) de 0.046, que representa un 46 % de la variabilidad total entre los datos. El segundo eje posee un auto valor (valor eigen) de 0.03256, que representa un 32 % de la variabilidad. Es decir que en los dos primeros ejes se consigue explicar el 78 % de la variabilidad entre los datos.

A pesar de encontrar algunos grupos dispersos entre los tratamientos, estas diferencias no son significativas y no se aprecia una variabilidad en los datos que indique que en los fragmentos de estudio se presenta un efecto de borde.

La proximidad de la distribución de las especies en la figura 36 con la distribución de las distancias en la gráfica de ordenación puede suponer algún tipo de correlación entre ellas. Tal correlación podría expresarse en la preferencia de una especie de planta por ocupar ya sea áreas cercanas al borde o al interior de los fragmentos estudiados. Tales preferencias, establecidas a partir del análisis de correspondencia realizado, se ilustran en la Tabla 5.

Tabla 5. *Listado de especies que ocupan sitios cercanos al borde o al interior del bosque.*

Especie	Preferencia	
	Borde de bosque (0 - 10 m)	Interior de bosque (20 - 40 m)
<i>Rhybchospora sp</i>	0 individuos (0%)	10 individuos (100%)
<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Ven	individuos (100%)	0 individuos (0%)
<i>Protium glabrescens</i> Swart	18 individuos (54.5%)	15 individuos (45.5%)
<i>Schefflera sp.1</i>	2 individuos (100%)	0 individuos (0%)
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad	0 individuos (0%)	4 individuos (100%)
<i>Inga thibaudiana</i> DC	3 individuos (30%)	7 individuos (70%)
<i>Protium sp</i>	6 individuos (42.9%)	8 individuos (57.1%)
<i>Adiantum sp.3</i>	3 individuos (42.9%)	4 individuos (57.1%)
Helecho sp.1	0 individuos (0%)	8 individuos (100%)

Nota: Lista de especies de plantas con preferencias por la ocupación de sitios cercanos al borde o al interior del bosque, según el análisis de correspondencias de la figura 36, por Cortes A, Varón C, 2018.

Las nueve (9) especies (tabla 5) que se encuentran asociadas a distancias particulares denotan algunas preferencias con respecto a la ocupación de su hábitat, como es el caso de las especies que se registraron en distancias cercanas al borde de bosque (0 - 10 m) (ver anexo1); *Caladium bicolor* (Aiton) Vent (9) que tiene la necesidad de una buena iluminación y un entorno bien ventilado (EcuRed, 2018), *Protium glabrescens* Swart (27), *Schefflera sp.1* (10) la cual exige lugares muy luminosos, buena circulación de aire y temperaturas que no sobrepasen los 25 °C (Elicriso, 2018).

No obstante, también se registraron otras especies que según su abundancia acumulada tienen preferencia por ubicarse en el interior de bosque (20 - 40 m); estas especies están representadas por; *Rhynchospora sp* (36), *Bambusa vulgaris* Schrad (92) que se adapta a cualquier piso térmico y su distribución obedece al transporte de semillas por aves (López, 2009). *Inga thibaudiana* DC (58), *Protium sp* (24), *Adiantum sp.3* (98) y Helecho 1 (97) que mantienen una preferencia por zonas de baja luminosidad, debido al elevado porcentaje de humedad en dichos lugares (Elicriso, 2018).

Conclusiones

Las conclusiones de la presente investigación fueron:

El comportamiento de la humedad relativa del aire mantuvo una tendencia al aumento desde el borde de bosque al interior tanto en los fragmentos pequeños como grandes de acuerdo con la tendencia esperada (Murcia, 1995), mientras que en los fragmentos medianos presentó una disminución.

Tanto la temperatura del aire como la del suelo presentaron tendencias a la disminución de sus valores a medida que se avanzó desde el borde hasta el interior del bosque en cada de los fragmentos estudiados, lo cual está en relación con la tendencia esperada (Murcia, 1995).

En los fragmentos pequeños y grandes se presentó un incremento en la riqueza y abundancia de especies de plantas desde el borde hasta el interior del bosque, contrario a la tendencia establecida por otros autores. Solo en los fragmentos de tamaño mediano se presentó una tendencia a la disminución en la riqueza de especies desde el borde hasta el interior, de acuerdo a lo establecido por diversos autores (Leandro & Laurance, 2002; Murcia, 1995; Tabarelli, Mantovani, & Peres, 1999). Esta misma tendencia fue registrada en los fragmentos medianos para los valores de riqueza esperada de especies de acuerdo con las curvas de rarefacción generadas en este estudio.

Para el caso de las abundancias de las especies en este estudio se registró una tendencia a la disminución de los valores desde el borde hacia el interior solo en los fragmentos de tamaño mediano. Lo anterior es coincidente con lo establecido con (Murcia, 1995) en otros estudios donde se registra una mayor densidad de especies arbóreas en las áreas de borde en comparación con las áreas de interior de bosque. Las curvas de rango-abundancia elaboradas en este estudio para fragmentos de tamaño mediano reportan un mayor número de especies de plantas dominantes en las áreas de borde de bosque. Entre estas especies sobresalen *Jacaranda obtusifolia* Bonpl, *Erythroxylum macrophyllum* Cav y *Rourea laurifolia* G.Schellenb, con altas abundancias en las áreas de borde.

La profundidad de la hojarasca y la densidad del follaje del sotobosque arrojaron valores similares en la mayoría de los fragmentos comparados. Sin embargo la profundidad de la hojarasca registro un incremento en sus valores desde el borde hasta el interior en los fragmentos pequeños

y medianos coincidiendo con la tendencia esperada (Romero & Varela, 2011). En los tres tipos de fragmentos se registró una tendencia al incremento en la densidad del follaje del sotobosque como lo establecen diversos autores (Harper et al., 2005).

No se encontraron diferencias significativas en los valores de diversidad alfa y beta en los tres tipos de fragmentos en relación con las distancias desde el borde hasta el interior del bosque. No obstante en los dendrogramas realizados para los tres diferentes tamaños se evidencia una leve tendencia de agrupación de las abundancias de las especies, clasificados en dos grupos: el primero de ellos desde el borde de los fragmentos a 0 m hasta los 5 m y el segundo grupo desde los 10 m hasta el interior del fragmento de bosque a 40 m.

El Análisis de Correspondencia realizado no indica una relación clara de todas las variables analizadas ni una agrupación de las mismas; en conclusión no se presenta efecto de borde en los sitios de estudio. Sin embargo, cabe resaltar que se presentan pequeñas variaciones en las abundancias de las especies, pero estas no fueron significativas. Tampoco se determinó una relación entre el tamaño del fragmento y su posible efecto de borde ya que los tres tamaños por fragmentos no arrojaron un resultado consistente donde se identifique claramente una tendencia al cambio.

Discusión

En los resultados del estudio no se evidencia una variabilidad estadísticamente significativa, desde el borde de bosque hacia el interior en la distribución de las variables bióticas y abióticas que permitieran establecer un patrón claro de efecto de borde en los tres tipos de tamaño seleccionados; sin embargo, se presentan comportamientos en las variables de muestreo que arrojan tendencias en el patrón de la información recolectada como es el caso de las abundancias de especies, los valores de humedad relativa del aire desde el borde al interior del bosque.

En la dirección borde – interior de bosque se espera un cambio en la variación microclimática (Danielson & S. Anderson, 1999; Rykken, Chan, & Moldenke, 2007; Sampaio & Scariot, 2011) y en la composición, estructura y diversidad de la vegetación (Sampaio & Scariot, 2011) que se asocia al denominado efecto de borde. Sin embargo, en los fragmentos estudiados no se presentaron cambios significativos en la composición y diversidad de especies de acuerdo a las tendencias esperadas que reportan otros autores en diferentes estudios. Según Fernández (2008) cuando las diferencias entre el borde y el interior son leves en áreas fragmentadas, es factible suponer que el efecto de borde ya ha abordado todo el fragmento o por el contrario no existe o no se manifiesta hasta la distancia estudiada experimentalmente.

Aun cuando se registran algunos cambios en variables microclimáticas y biológicas en la dirección esperada, la alta variación que se observó no permitió establecer un patrón claro en los fragmentos de diferente tamaño que fueron comparados. Murcia (1995) señala que los cambios de mayor evidencia en bosques donde se presenta efecto de borde son las variaciones microclimáticas, produciendo gradientes de cambio desde el borde al interior del bosque (Morlans, 2005), con una temperatura menor y mayor humedad en el interior (Herrera & Montaña, 2016). En los estudios de (Duval & Campo, 2017; Laurance, 2007; Thiele, 2000) se indica que los bordes tienen valores más altos de temperatura (tanto del aire y suelo) y menor humedad relativa del aire que el interior, lo cual coincide con los resultados de este estudio.

Según Leandro & Laurance (2002) en los bordes de bosque fragmentados, particularmente en fragmentos pequeños, se presenta una pérdida significativa de biomasa por la tala de árboles grandes, que junto con el aprovechamiento de especies generalistas, modifica la regulación microclimática por efectos de sombra, en detrimento del mantenimiento de los procesos

ecológicos, los cuales influyen directamente en la direccionalidad del efecto de borde (Tabarelli, Mantovani, & Peres, 1999; Thiele, 2000).

Los registros de la profundidad de la hojarasca presentaron una tendencia similar a los resultados obtenidos por (Romero & Varela, 2011) en donde se registró un aumento en los valores desde el borde de bosque hacia el interior, aunque la variación en este estudio no fue significativa a pesar de la tendencia al aumento de la densidad boscosa desde el borde de bosque que se observó en campo. De acuerdo con algunos autores, el cambio local del entorno biótico y microclima suponen la alteración de los factores que regulan procesos ecosistémicos como la descomposición de materia orgánica (Powers et al., 2009) y el almacenamiento de carbono en suelo (Didham & Lawton, 1999; Vasconcelos & Laurance, 2005). Las duras condiciones ambientales en el borde pueden estar restringiendo el reclutamiento de algunas especies en detrimento de otras (Sampaio & Scariot, 2011), la cual es una respuesta primaria en la interacción del borde (Harper et al., 2005) que limita la producción de hojarasca (Romero & Varela, 2011) y que conlleva a mantener el efecto de borde en términos de distancia y magnitud.

En los sitios de estudio se mantuvo una tendencia al incremento en la densidad del follaje del sotobosque, lo cual es coincidente con lo observado hasta los 40 m de distancia del borde. Es probable que este gradiente influya en las interacciones del borde, siendo esta una variable clave para la determinación del efecto de borde puesto que al producirse un aumento en la densidad del follaje del sotobosque se crean condiciones microclimáticas diferentes a las zonas con menor densidad del follaje logrando así un cambio. (Harper et al., 2005).

Solo en los fragmentos de tamaño pequeño y grande se registró una tendencia al incremento de los valores de riqueza y abundancia desde el borde hacia el interior de bosque. Esta tendencia es semejante a la variación registrada por (Granados et al., 2014) en bosques templados de México; (Sampaio & Scariot, 2011) reporta el mismo comportamiento en bosques caducifolios y en bosques de la amazonia (Gascon et al., 1999). Lo obtenido en los fragmentos de tamaño mediano fue contrario a lo anterior y el incremento en riqueza y abundancia es coincidente con lo reportado por algunos otros autores (Granados et al., 2014; Murcia, 1995; Thiele, 2000) para bosques tropicales, y han señalado que el incremento de la biodiversidad en los bordes se debe no sólo a especies que logran movilizarse a través del borde sino que lo convierten en su hábitat principal (Granados et al., 2014), aprovechando los nichos vacíos generados por los efectos del borde.

La diversidad en los sitios de estudio no tuvo variación según los índices de diversidad alfa, destacando la homogeneidad de la composición y estructura desde el borde de bosque hacia el interior. Según (Harper et al., 2005), ecológicamente la influencia del borde debería ser menos importante en los bosques que son estructuralmente más heterogéneos. Lo anterior demuestra que en los fragmentos de estudio se debió manifestar una alteración significativa de las variables estudiadas para establecer el efecto de borde; aunque en bosques muy húmedos de Costa Rica no existió variación de la composición y diversidad (Thiele, 2000). Es factible suponer entonces, que el efecto de borde podría extenderse más allá de los 40 m de distancia incluidos en este estudio, para lo cual sería necesario considerar en otros estudios mayores distancias a las establecidas en esta investigación.

La poca consistencia en la determinación del efecto de borde en esta investigación puede deberse a tres diferentes factores: ambientales, antrópicos o metodológicos (Murcia, 1995). La ausencia del efecto de borde en el presente estudio no debe ser interpretado como algo definitivo ya que hay muchos factores que pueden dificultar su determinación, como fue el caso de (Laurance, Delamônica, Laurance, Vasconcelos, & Lovejoy, 2000) quienes en sus estudios en la Amazonia no registraron efecto de borde, sin embargo en su investigación (Laurance (2007) arroja la existencia del efecto de borde. (Harper et al., 2005) informaron la ausencia de efecto de borde en fragmentos de las selvas tropicales del suroeste de la Amazonía peruana.

La falta de concordancia con los patrones esperados en varios aspectos incluidos en la investigación pueden ser explicados por la influencia antropogénica sobre los fragmentos, los cuales están constantemente impactados por podas sobre el borde del bosque y extracción maderera en el interior como fue observado durante el levantamiento primario, por lo que se supone que la vegetación ubicada hasta los 10 m del interior del borde se ve más afectada por estas actividades, y los cambios reflejados en los resultados a esta distancia pueden ser producto de las mismas. Lo anterior posibilita la creación de claros, que podrían estar confundiendo el efecto de borde con un impacto de este origen (Malcolm, 1994). La formación de claros en la vecindad del borde podría estar confundiendo el efecto de borde con un efecto inverso relacionado más con los “efectos de borde” generados por los claros del interior (Tinoco, Barragán, & Esquivel, 2014).

Otro factor que altera el esclarecimiento del efecto de borde se relaciona con las características del suelo y la topografía de la zona de estudio la cual según Arango (2002) representa un factor de importancia a tener en cuenta a la hora de determinar el efecto de borde.

En la presente investigación la topografía juega un papel de gran importancia influenciando principalmente a los fragmentos de tamaños pequeños debido a que presentan altas pendientes, variación en la ubicación de los transectos y afluentes que ocasionan una homogenización en las variables microclimáticas afectando directamente el crecimiento de la vegetación (Harper et al., 2005). Debido a su pendiente y orientación, los bordes estudiados en fragmentos pequeños y grandes podrían estar recibiendo muy poca luz en los estratos bajos. Esto explicaría la falta de concordancia en parámetros como riqueza y abundancia en fragmentos pequeños y grandes, que se esperaba fuesen mayores en el borde que en el interior del bosque. La pendiente, combinada con el efecto de las pluviosidades elevadas, puede generar una alta tasa de formación de claros que podrían estar confundiendo el efecto de borde que se reflejaría en las distancias hacia el interior, como lo confirma (Tinoco et al., 2014).

Por la dinámica de los bordes, los parámetros de la comunidad arbórea varían con el tiempo, por lo tanto los efectos de borde pueden desaparecer con los años (Lawes, Lamb, & Boudreau, 2005; Williams, 1990) o quizás las décadas nos sean suficientes para que los efectos de la fragmentación sean perceptibles (Scariot, 2001).

Por otro lado, la búsqueda de alimento por parte del ganado en la vecindad al borde de bosque puede interactuar con los efectos de borde confundiendo los resultados (Palik & Murphy, 1990). La distancia máxima a la cual se realizó el muestreo en cada uno de los fragmentos de estudio desde el borde de bosque fue de 40 m, sin embargo diversos autores como (Sampaio & Scariot, 2011) y (Forero & Finengan, 2002) determinan transectos a distancias hasta de 400 m y 300 m respectivamente, lo que da la posibilidad a considerar este factor como algo que pudo afectar la manifestación del efecto de borde en los fragmentos estudiados. Fernández (2008) propone que el efecto de borde puede llegar a ser tan grande como el tamaño de los fragmentos cuando son de pequeños tamaños, imposibilitando la determinación del efecto de borde puesto que todo el fragmento mantendría variables de abundancias de plantas y microclimáticas irregulares sin mantener un patrón claro. Por esto (Gascon et al., 1999; Granados et al., 2014) consideran que las distancias de muestreo desde el borde al interior del bosque deben ser $\geq$ a 100 m.

El tamaño de la muestra puede llegar a ser un factor importante en la determinación del efecto de borde. Según Murcia (1995) un tamaño de muestra bajo afectaría directamente la identificación del efecto de borde. Como menciona Didham & Lawton (1999) las alteraciones bióticas pueden suceder solo en los primeros metros del borde y no ser detectados en una escala

mayor de parcelas (Sampaio & Scariot, 2011). No obstante dentro del conjunto de resultados no se visualiza un patrón común de efecto de borde para todos los parámetros estudiados. Sin embargo, se detectan efectos no tan pronunciados y estadísticamente no significativos sobre las valoraciones del efecto de borde. Esto deja ver la necesidad de estandarizar de mejor manera la metodología utilizada para reducir el ruido de variables como pendiente, pluviosidad, tipo de matriz sobre las valoraciones del efecto de borde.

No es factible extraer conclusiones generales sobre el efecto de borde en bosques de piedemonte de la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, pero se podrían encontrar diferencias si se modifica el diseño metodológico.

Este estudio es una contribución al conocimiento de la fragmentación forestal en áreas de piedemonte llanero. Se incluye evidencia de que hay tipos de vegetación y tipos de fragmentos donde el efecto de borde, aunque no claramente definido para muchas variables, no es un factor despreciable inclusive para fragmentos grandes (mayores de 14 ha). Esto reafirma la necesidad de conservación y restauración de la mayoría de fragmentos incluidos en el sector de estudio dentro de la Reserva Forestal Protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno.

La importancia de los estudios sobre efecto de borde en la Reserva Forestal Protectora recae principalmente en poder conocer el estado actual de los bosques, determinando así las áreas con mayor impacto en sus ecosistemas, logrando conocer las causas de dichos impactos y de tal forma según la necesidad tomar medidas correctivas para las zonas afectadas y preventivas para zonas más conservadas.

Recomendaciones

Debido a los resultados obtenidos no se manifestó una variación significativamente estadísticamente pero si se obtuvo una significancia ecológica, no obstante esto no fue suficiente para comprobar las hipótesis planteadas, por lo que se recomienda encaminar las metodologías de futuras investigaciones elevando la escala de muestreo, aumentando las distancias mínimas de los transectos a 100 m desde el borde hacia el interior del bosque y tomar en consideración factores como la topografía, intervenciones antrópicas y estado de los fragmentos, mejorando de tal forma los diseños metodológicos.

Los fragmentos con áreas menores a 14 hectáreas presentan alta degradación e intervención antrópica y no son sitios ideales para conservación y restauración, por lo tanto las estrategias de manejo se deben direccionar a otros fines, como el trazado de senderos destinados a la recreación con el debido manejo ambiental.

Es importante unir esfuerzos entre la población que habita la reserva y CORMACARENA (autoridad ambiental) para la puesta en marcha de acciones que promuevan la conectividad de los remanentes de bosque grandes, con fines de restauración. Es interesante el establecimiento de parcelas permanentes para analizar la dinámica ecológica de los bosques y así determinar cambios en la estructura y composición vegetal en el tiempo (Romero & Varela, 2011) y por qué no, también monitorear la respuesta en organismos vertebrados (Vasconcelos & Laurance, 2005).

Se deben formular e implementar planes que establezcan el aprovechamiento forestal de manera sustentable por parte de los pobladores de la reserva forestal, evitando impactos negativos a los bosques, protegiendo los bancos de diversidad biológica, el reservorio general forestal por el cual fue categorizado en estado de protección y todos sus beneficios ecosistémicos que trae consigo los bosques naturales (Cancillería Colombia, 2010).

Es imprescindible en áreas de borde limitar la tala y poda de especies vegetales, debido a que un desarrollo equilibrado entre la vegetación del borde y el interior del bosque permite fomentar la regulación de las condiciones microclimáticas, disminuyendo los impactos negativos de la fragmentación (Forero & Finengan, 2002).

Es de suma importancia la implementación de estudios investigativos acerca del efecto de borde en áreas de piedemonte llanero, porque esto permite mayor efectividad en la implementación

de metodologías sobre procesos de restauración y/o conservación facilitando la determinación de tamaños mínimos de fragmentos de bosque para dichos procesos, estos estudios formaran la base en la elección de posibles áreas protegidas mejorando la eficiencia en los esfuerzos de restauración (Peña et al., 2005).

Referencias bibliográficas

- Achard, F., Stibig, H. J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., & Malingreau, J. P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forest. *Science*, 297(5583), 999–1002. Retrieved from science.sciencemag.org
- Alcaraz, J. (2012). *Selvas ecuatoriales y tropicales* (Geobotánica No. Tema 22). Murcia, España. Retrieved from <http://www.um.es/docencia/geobotanica/ficheros/tema22.pdf>
- Alcazar, S. (2015). *Efectos de las cubiertas ajardinadas sobre el microclima urbano en verano. Tesis doctoral*. Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Madrid.
- Álvarez, M. M. (2002). La fragmentación de la naturaleza y los corredores verdes, 395–405.
- Arango, S. (2002). Edge-effects on tree regeneration in the Colombian Andes.
- Asner, G. P., Rudel, T. K., Aide, T. M., Defries, R., & Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 23(6), 1386–1395. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01333.x>
- Augusto, A., Tabanez, J., & Viana, V. M. (2000). Patch Structure within Brazilian Atlantic Forest Fragments and Implications for Conservation1. *Biotropica*, 32(4b), 925–933. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00630.x>
- Baker, T. P., Jordan, G. J., & Baker, S. C. (2016). Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? *Forest Ecology and Management*, 365, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.022>
- Baker, T. P., Jordan, G. J., Dalton, P. J., & Baker, S. C. (2014). Impact of distance to mature forest on the recolonisation of bryophytes in a regenerating Tasmanian wet eucalypt forest. *Australian Journal of Botany*, 61(8), 633–642. Retrieved from <https://doi.org/10.1071/BT13250>
- Barkmann, J. J. (1979). The investigation of vegetation texture and structure. In: Werger, J. (Hrsg.): *The Study of Vegetation*. Junk, The Hague, 125–160.
- Barrientos, R., Leirana, J., & Navarro, J. (2016). Métodos Gráficos para la Exploración de Patrones de Diversidad en Ecología. *Bioagrociencias*, 9(2), 11–18. Retrieved from

- <http://www.ccba.uady.mx/bioagro/V9N2/BC 9.2 Metodos graficos FL.pdf>
- Benavides, J. (2010). *El desarrollo económico de la Orinoquia*. Retrieved from <https://www.caf.com/media/3783/desarrolloorinoquia.pdf>
- Bonfil, C., & Soberón, J. (1999). Quercus rugosa Seedling Dynamics in Relation to Its Re-Introduction in a Disturbed Mexican Landscape. *Applied Vegetation Science*, 2(2), 189–200. <https://doi.org/10.2307/1478982>
- Bowers, M. A., & Dooley, J. L. (1993). Predation hazard and seed removal by small mammals: microhabitat versus patch scale effects. *Oecologia*, 94(2), 247–254. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4220345>
- Briceño, G. (2015). Evolution of the Structural Integrity of Lotic Ecosystems in “Piedemonte Llanero” in Response to Antropogenic Action. *Acta Biol. Colomb*, 20(2), 133–144. <https://doi.org/10.15446/abc.v20n2.42307>
- Bustamante, R., & Grez, A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*, 11(2), 58–63.
- Cabildo Verde. (1999). Proyecto: Pautas para el fortalecimiento y desarrollo de una cultura ecológica de los habitantes de Restrepo basados en los modelos de los agrosistemas múltiples implementados en el municipio.
- Cáceres, S., & Urbina, J. N. (2009). Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, Meta-Colombia. *Caldasia; Vol. 31, Núm. 1 (2009)*. Retrieved from <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36085/37485>
- Calderón, J. M., Moreno, C. E., & Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 879–891. <https://doi.org/10.7550/rmb.25510>
- Cancillería Colombia. (2010). Colombia Biodiversa. *Ministerio de Relaciones Exteriores*. Retrieved from <http://www.cbd.int/iyb/doc/prints/articles/iyb-Colombia-boletinMarzo-Abril-article-es.pdf>
- Carmona, V., & Carmona, T. (2013). La diversidad de los análisis de diversidad. *Bioma*, 14, 20–28. Retrieved from http://digitalcommons.lmu.edu/bio_fac/28
- Castaño, G. J., & Patiño, J. C. (2007). The composition of avian communities in fragmented forest in Santa Elena region, Central Colombian Andes. *Boletín Científico Museo Historia Natural*, 11, 47–60. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v11n1/v11n1a03.pdf>
- Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population.

- Scandinavian Journal of Statistics*, 11(4), 265–270. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4615964>
- Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1992). Vegetation Responses to Edge Environments in Old-Growth Douglas-Fir Forests. *Ecological Applications*, 2(4), 387–396. <https://doi.org/10.2307/1941873>
- Consejo Regional de Planificación Económica y Social de la Orinoquía, C. (1996). *La Orinoquía Colombiana, visión monográfica*.
- Constitucion Politica de Colombia (1991). <https://doi.org/2344-8997>
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004a). Biotico. In *Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno”* (pp. 33–59).
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004b). Descriptivo. In *Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno”* (pp. 1–36).
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004c). Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno.” *Socioeconomico*, 59–123.
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004d). Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno.” *Ordenamiento*, 124–144.
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004e). Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno.” *Bioticos*, 33–59.
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004f). Operativo. In *Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno”* (pp. 145–213).
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004g). Ordenamiento. In *Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro Vanguardia” y “Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno”* (pp. 124–144).
- CORMACARENA; MAVDT; Conservacion Internacional. (2004h). Socioeconomico. In *Formulación participativa del plan de manejo de las Reservas Forestales Protectoras “Cerro*

- Vanguardia*” y “*Caño Vanguardia y quebrada Vanguardiuno*” (pp. 60–123).
- CORMACARENA, UAESPNN, & CAEMA. (2008). Fase de Diagnostico-Flora, Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca del Rio Guatiquía.
- Cortés, J. A. (2013). *Análisis espacio-temporal del Bosque Húmedo Tropical en la región del Magdalena Medio entre los períodos 1977-2013 (Puerto Boyacá, Departamento de Boyacá). Tesis pregrado*. Pontificia Universidad Javeriana. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703993104>
- Danielson, B., & S. Anderson, G. (1999). *Landscape Ecology of Small Mammals*. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21622-5_5
- Decreto 2372. Por el cual se reglamenta el decreto Ley 2811 de 1974, la Ley 99 de 1993, la Ley 165 de 1994 y el Decreto Ley 216 de 2003, en relacion con el Sistema Nacional de Areas Protegidas, las categorias de manejo que lo conforman y se dictan otras disposiciones, Diario Oficial No. 47.757 § (2010). Retrieved from http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/2010/dec_2372_2010.pdf
- Decreto Ley 2811. Por el cual se dicta el Codigo Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente., Diario Oficial No. 34.243 § (1974). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Didham, R. K., & Lawton, J. H. (1999). Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments1. *Biotropica*, 31(1), 17–30. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00113.x>
- Duelli, P., Studer, M., Marchand, I., & Jakob, S. (1990). Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation*, 54(3), 193–207. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90051-P](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90051-P)
- Duval, V. S., & Campo, A. M. (2017). Variaciones microclimáticas en el interior y exterior del bosque de caldén (*Prosopis caldenia*), Argentina. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 26(1), 37–49. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v26n1.42372>
- Echarri, L. (2008). *Ciencias de la tierra y del medio ambiente*. Retrieved from <http://www.tecnun.es/asignaturas/Ecologia/Hipertexto/07Energ/140EnHidro.htm>
- EcuRed. (2018). Caladium. Retrieved from <https://www.ecured.cu/index.php?title=Caladium&oldid=2464608>
- Elicriso. (2018). Como cultivas y curar las plantas Caladium. Retrieved from http://www.elicriso.it/es/como_cultivar/caladium/

- Emmons, L., & Feer, F. (1999). Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical: una guía de campo. Retrieved from sidalc.net
- Escalante, T. (2003). ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos : Ciencia y Cultura*, 52, 53–56.
- Espinosa, C. I. (2016). *Medidas de Alpha Diversidad*. Universidad Técnica Particular de Loja.
- Fajardo, D., Dominguez, C., Molano, J., Rancel, O., Defler, T., Rodriguez, J., ... Perez, L. (1998). *Colombia Orinoco* (Fondo FEN). Fondo para la Protección del Medio Ambiente José Celestino Mutis, FEN Colombia. Retrieved from <https://books.google.com.co/books?id=Qyw-AQAAIAAJ>
- Fernández, J. (2008). *Implicaciones de la fragmentación en la estructura y la composición del bosque en el Valle de Coto Brus, Costa Rica. Tesis pregrado*. Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Figuro, M. (2010). *Análisis de la diversidad y efecto de borde en el género Drosophila (Diptera, Drosophilidae) en tres bosques de Polylepis (Rosaceae) en la Provincia de Pichincha, Ecuador. Tesis pregrado*. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Retrieved from <http://repositorio.puce.edu.ec/handle/22000/3165>
- Fonseca, C. R., & Joner, F. (2007). Two-sided edge effect studies and the restoration of endangered ecosystems. *Restoration Ecology*, 15(4), 613–619. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00273.x>
- Forero, A., & Finengan, B. (2002). Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical. *Revista Forestal Centroamericana*, 39–43.
- Fountain, N., Jordan, G., Baker, T., Balmer, J., Tim, W., & Baker, S. (2015). Living near the edge: Being close to mature forest increases the rate of succession in beetle communities. *Ecological Applications*, 25(3), 800–811. <https://doi.org/10.1890/14-0334.1>
- Fox, B. J., Taylor, J. E., Fox, M. D., & Williams, C. (1997). Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation*, 82(1), 1–13. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00011-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00011-6)
- Fraume, N. (2007). *Diccionario ambiental. Ecoe*.
- Fry, G., & Sarlöv, I. (1997). The ecological and amenity functions of woodland edges in the agricultural landscape; a basis for design and management. *Landscape and Urban Planning*, 37(1), 45–55. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(96\)00369-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(96)00369-6)

- Galvis, G., Mojica, J. I., & Rodriguez, F. (1989). Estudio ecológico de una laguna de desborde del Rio Meta.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr., R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., ... Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91(2), 223–229. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00080-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00080-4)
- GOBLEX. (2005). *Protocolo de Temperatura del Suelo*. Retrieved from <https://www.globe.gov/documents/16257217/17240639/Protocolo+de+Temperatura+del+Suelo/f7bf6f08-2779-4250-ae41-74e61c1fca38>
- Gómez, V. (2002). *Micrometeorología de masas forestales de pino silvestre (Pinus sylvestris L.) y rebollo (Quercus pyrenaica Willd.) en la vertiente norte del Sistema Central (Montes de Valsaín - Segovia). Consecuencias selvícolas. Tesis doctoral*. Universidad Politécnica de Madrid. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15003161%5Cnhttp://cid.oxfordjournals.org/lookup/doi/10.1093/cid/cir991%5Cnhttp://www.scielo.cl/pdf/udecada/v15n26/art06.pdf%5Cnhttp://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84861150233&partnerID=tZOtx3y1>
- Gonzales, E., Guillot, G., Miranda, N., & Pombo, D. (1989). Perfil ambiental de Colombia.
- Granados, C., Serrano Giné, D., & García-Romero, A. (2014). Edge effect on composition and structure of temperate forests. Sierra de Monte Alto, Central Mexico. *Caldasia*, 36(2), 269–287. <https://doi.org/10.15446/caldasia/v36n2.47486>
- Grimbacher, P. S., Catterall, C. P., & Kitching, R. L. (2006). Beetle species' responses suggest that microclimate mediates fragmentation effects in tropical Australian rainforest. *Austral Ecology*, 31(4), 458–470. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01606.x>
- Guhl, E. (2000). El poblamiento, la tendencia y el uso de la tierra en Colombia. *Universidad Nacional de Colombia*, 1, 39–56.
- Gurrutxaga, M., & Lozano, P. J. (2006). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos Revista de Geografía*, 16, 35–54. <https://doi.org/10.18002/pol.v0i16.410>
- Halffter, G. (1998). A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36, 3–17.
- Halffter, G., & Moreno, C. E. (2005). Significado Biológico De Las Diversidades Alfa, Beta Y

- Gamma. *Monografías Tercer Milenio*, 4(84–932807–7–1), 5–18. Retrieved from <http://sea-entomologia.org/HALFFTER/M3M4-001.pdf>
- Hammer, Ø., Natural History Museum, & University of Oslo. (2017). PAST. PAleontological STatistics.
- Harper, K. A., Ellen Macdonald, S., Burton, P. J., Chen, J., Broszofske, K. D., Saunders, S. C., & Enie Euskirchen, E. S. (2005). Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19(3), 768–782.
- Herrera, K. P., & Montaña, C. R. (2016). Efecto de borde en la distribución de líquenes y el contenido de clorofilas en fragmentos de *Polylepis quadrijuga* (Rosaceae) en el páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 64(4), 1683–1697. <https://doi.org/10.15517/rbt.v64i4.22735>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hill, M. O., & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetation*, 42(1), 47–58. <https://doi.org/10.1007/BF00048870>
- Holdridge, L. R. (1987). *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Retrieved from https://books.google.com.co/books?id=m3Vm2TCjM_MC
- IDEAM, INVEMAR, SINCHI, IIAP, & IAvH. (2015). *Amenaza y vulnerabilidad por erosión costera en el caribe y en el pacífico al 2015*. [https://doi.org/ISBN: 978-958-8067-83-4](https://doi.org/ISBN:978-958-8067-83-4)
- Índices de diversidad ecosistémica. (2013). Retrieved from <https://tracolb2biologiaambiental2013.wordpress.com/2013/05/09/indices-de-diversidad-ecosistemica/>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (1991). *Meta: Características geográficas*. Bogotá, Colombia.
- Katherine, S., & Azim, M. (2006). BRYOPHYTE RESPONSES TO MICROCLIMATIC EDGE EFFECTS ACROSS RIPARIAN BUFFERS. *Ecological Applications*, 16(4), 1474–1486. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1474:BRTMEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1474:BRTMEE]2.0.CO;2)
- Kraker Castañeda, C., & Cobar Carranza, A. J. (2011). Uso de rarefacción para comparación de la riqueza de especies: el caso de las aves de sotobosque en la zona de influencia del Parque Nacional Laguna Lachua, Guatemala. *Naturaleza y Desarrollo*, 9(1), 60–70.

<https://doi.org/1576> - 9518

- Lahti, D. C. (2001). The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation*, 99(3), 365–374. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00222-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00222-6)
- Lande, R. (1996). *Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity Among Multiple Communities*. *Oikos* (Vol. 76). <https://doi.org/10.2307/3545743>
- Laurance, W. F. (2007). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Tropical Forests and Global Atmospheric Change*, (February), 345–352. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198567066.003.0003>
- Laurance, W. F., & Bierregaard, R. O. (1996). Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. *Environmental Conservation*, 23(1), 90–91. [https://doi.org/DOI: 10.1017/S0376892900038315](https://doi.org/DOI:10.1017/S0376892900038315)
- Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L., & Lovejoy, T. E. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404, 836. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/35009032>
- Laurance, W. F., & Useche, D. C. (2009). Environmental Synergisms and Extinctions of Tropical Species. *Conservation Biology*, 23(6), 1427–1437. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/40419181>
- Lawes, M. J., Lamb, B. C. C., & Boudreau, A. (2005). Area but no edge-effect on woody seedling abundance and species richness in old afro-montane forest fragments. *Journal of Vegetation Science*, 16(4), 363–372. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/4096616>
- Leandro, F., & Laurance, W. (2002). Effects of Forest Fragmentation on Mortality and Damage of Selected Trees in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 11(3), 797–801. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96167.x>
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres, P. (2005). *Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data*. *Ecological Monographs* (Vol. 75).
- Leopold, A. (1933). *Game management*. New York ; London : C. # 39; Sons, 1933. Retrieved from <https://search.library.wisc.edu/catalog/999466994102121>
- Ley 99. Por la cual se crea el MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE, se reordena el Sector Público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables , se organiza el Sistema Nacional Ambiental -SINA-, Pub. L. No. 99, Diario

- Oficial No. 41.146 44 (1993). Colombia. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Lidicker, W. Z. (1999). Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, 14(4), 333–343. <https://doi.org/10.1023/A:1008056817939>
- Lidicker, W. Z., & Peterson, J. A. (1999). Responses of Small Mammals to Habitat Edges BT - Landscape Ecology of Small Mammals. In G. W. Barrett & J. D. Peles (Eds.) (pp. 211–227). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-21622-5_10
- Lin, L., & Cao, M. (2009). Edge effects on soil seed banks and understory vegetation in subtropical and tropical forests in Yunnan, SW China. *Forest Ecology and Management*, 257(4), 1344–1352. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.004>
- López, A. (2009). *Caracterización dasométrica de Bambusa vulgaris Schrader ex wendland en la provincia de Granma. Tesis magistral*. Universidad de Granma.
- Lopez, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Ecosistemas*, 13(1), 67–77. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.13-1.00>
- Magurran, A. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. NJ. https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0_2
- Malcolm, J. R. (1994). Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology*, 75(8), 2438–2445. <https://doi.org/10.2307/1940897>
- Manson, R. H., Ostfeld, R. S., & Canham, C. D. (1999). Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-oldfield edges. *Landscape Ecol.*, 14. Retrieved from http://www.caryinstitute.org/reprints/Manson_et_al_1999_Land_Ecol_14_355-367.pdf
- Margalef, D. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, III.
- María, P., Calvo, H., & Varela, E. D. (2013). Ecología Del Paisaje, Conectividad Ecológica Y Territorio. Una Aproximación Al Estado De La Cuestión Desde Una Perspectiva Técnica Y Científica. *DOSSIER*, 1(2013), 43–70. Retrieved from <http://www3.uva.es/iuu/DOSSIER/Dossier 01/Dossier 01 043-070 HERRERA CALVO.pdf>
- Martínez, Y., Castillo, S., & Guadarrama, P. (2009). La dispersión de frutos y semillas. *Ciencias*, 96, 4, 38–41.
- Meiners, S. J., Pickett, S. T. A., & Handel, S. N. (2002). Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old field edge gradient. *American Journal of Botany*, 89(3), 466–471. <https://doi.org/10.3732/ajb.89.3.466>
- Menhinick, E. F. (1964). A Comparison of Some Species-Individuals Diversity Indices Applied

- to Samples of Field Insects. *Ecology*, 45(4), 859–861. <https://doi.org/10.2307/1934933>
- Mike Conner, L., & Perkins, M. W. (2003). Nest predator use of food plots within a forest matrix: an experiment using artificial nests. *Forest Ecology and Management*, 179(1), 223–229. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00516-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00516-9)
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., ... Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). Plan Nacional de Restauracion Ecologica. *Direccion de Bosques, Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos*. Bogota, Colombia.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Plan Nacional de Restauración*. Retrieved from https://www.minambiente.gov.co/images/BosquesBiodiversidadyServiciosEcosistemicos/pdf/Ordenación-y-Manejo-de-Bosques/PLAN_NACIONAL_DE_RESTAURACIÓN_2.pdf
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018). Importancia de los bosques, Colombia tercer país de la región en cobertura boscosa. Retrieved from <http://www.minambiente.gov.co/index.php/normativa/2-noticias/1210-el-uso-sostenible-de-los-bosques-prioridad-de-minambiente-513>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2014). *V Informe nacional de la biodiversidad de Colombia ante el convenio de diversidad biológica. Palimpsesto*. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Biodiversidad+de+Colombia#4>
- 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.v56i2.5618>
- Mora, S. (2005). Los Llanos Orientales. In S. C. Ortega & S. M. Veira (Eds.), *Colombia Prehispánica, Regiones Arqueológicas* (I/M Editor, p. versión online). Banco de Occidente. Retrieved from <http://www.imeditores.com/banocc/orinoquia/creditos.htm>
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T - Manuales y Tesis*, 1(January 2001), 1–84. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103709>
- Morláns, M. C. (2005). *Estructura del paisaje (Matriz, parches, bordes, corredores) sus funciones*

fragmentacion del habitat y su efecto borde. Área Ecología - Editorial Científica Universitaria.

- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Myster, R. W., & Pickett, S. T. A. (1993). Effects of litter, distance, density and vegetation patch type on postdispersal tree seed predation in old fields. *Oikos*, 66(3), 381–388. <https://doi.org/10.2307/3544932>
- Oksanen, J., & Minchin, P. (2009). Instability of ordination results under changes in input data order: explanations and remedies. *Journal of Vegetation Science*, 8(3), 447–454. <https://doi.org/10.2307/3237336>
- Oosterhoorn, M., & Kappelle, M. (2000). Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management*, 126(3), 291–307. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00101-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00101-2)
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe nacional. Colombia. Departamento Forestal - FAO.*
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011). *Situación de los bosques del mundo 2011. Departamento Forestal - FAO.* Roma. Retrieved from <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=FAOBO.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=002931>
- Ostfeld, R. S. (1997). The Ecology of Lyme-Disease Risk: Complex interactions between seemingly unconnected phenomena determine risk of exposure to this expanding disease. *American Scientist*, 85(4), 338–346. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/27856811>
- Palik, B. J., & Murphy, P. G. (1990). Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. *Forest Ecology and Management*, 32(2), 187–202. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90170-G](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90170-G)
- Paris, M. J. (2014, January 30). Las historias detras de los piedemontes Colombianos.pdf. *El Espectador, Medio Ambiente.*
- Parque Nacionales Naturales. (2012). *Programa de guaraparques voluntarios aula virtual de*

capacitación modulo 3. Bogotá.

- Parques Nacionales Naturales de Colombia. (2015). *Áreas Protegidas: Territorios para la Vida y la Paz*. Retrieved from http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2015/11/PNNC_TOMO1_VF2.pdf
- Parra, E. A. (2012). Efecto de los patrones del paisaje sobre la diversidad de orquídeas de bosques nublados del Valle del Cauca. *Tesis Magistral*, 108.
- Paz, A. J. (2018a). La deforestación en Colombia aumentó en un 23 %. Retrieved from https://es.mongabay.com/2018/06/aumenta-la-deforestacion-en-colombia/?utm_source=Latam&utm_campaign=ce1bc16278-EMAIL_CAMPAIGN_2018_06_18_01_31&utm_medium=email&utm_term=0_e3bbd0521d-ce1bc16278-77161689
- Paz, A. J. (2018b). Un tercio de las áreas protegidas en el mundo están bajo fuerte presión humana. Retrieved from <https://es.mongabay.com/2018/05/areas-protegidas-amenazadas-por-el-hombre/>
- Peña, J. C., Monroy, A., Orozco, F. J., & Álvarez, M. S. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Rev Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2), 91–98. Retrieved from <http://new.medigraphic.com/cgi-bin/resumenMain.cgi?IDARTICULO=7824>
- Picó, F. X. (2005). Análisis de factores demográficos y genéticos para la conservación de poblaciones de plantas en un hábitat fragmentado. *Ecosistemas*, 14(2), 109–115. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.14-2.00>
- Pielou, E. (1969). *An introduction to mathematical ecology*. New York, USA, Wiley-Inter-science. Retrieved from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19729701428>
- Powers, J., Montgomery, R., Adair, C., Brearley, F., DeWalt, S., Castanho, C., ... Lerdau, M. (2009). Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *Journal of Ecology*, 97(4), 801–811. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01515.x>
- Prado, L. F. (2013). *Plan de restauración ecológica del patrimonio natural de las áreas protegidas adscritas a la Dirección Territorial Andes Nororientales*.
- Promis, A., Caldentey, J., & Ibarra, M. (2010). Microclima en el interior de un bosque de *Nothofagus pumilio* y el efecto de una corta de regeneración. *Bosque* 31, 31(2), 129–139.

<https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000200006>

- Ramos, F. N., & Santos, F. A. M. dos. (2006). Microclimate of Atlantic forest fragments: regional and local scale heterogeneity. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(6), 935–944. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132006000700011>
- Rangel, J. (1995). *Colombia, diversidad biótica*. Instituto de Ciencias Naturales. Convenio Inderena. Universidad Nacional de Colombia. Retrieved from <https://books.google.com.co/books?id=HGwLAQAAIAAJ>
- Rangel, J., & Velázquez, A. (1997). Metodos de estudio de la vegetacion. *Colombia Diversidad Biótica II*, 59–87.
- Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., Palmqvist, K., & Sundberg, B. (1996). Growth and vitality of epiphytic lichens. *Oecologia*, 109(1), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s004420050051>
- Resolucion 918. (2011). Por la cual se establecen los requisitos y el procedimeinto para la sustraccion de areas en las reservas forestales nacionales y regionales, para el desarrollo de actividades consideradas de utilidad publica o interes social y se adoptan otras determinaci. *Diario Oficial No. 48.080*, 2011(Mayo 20).
- Restrepo, C., & Gómez, N. (1998). Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecological Applications*, 8(1), 170–183. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0170:ROUBTA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0170:ROUBTA]2.0.CO;2)
- Reyes, F. (2003). Interacciones positivas entre plantas: Mecanismos y consecuencias. *Ecosistemas*, 2, 0–2. <https://doi.org/10.1174/021435502753511268>
- Rintoul, D., & Snyder, B. (2014). *Principles of Biology. Studio Biology* (Vol. 1).
- Rodríguez, M. (1997). La Biodiversidad en Colombia. Retrieved from <http://www.manuelrodriguezbecerra.org/bajar/biodiversidad.pdf>
- Romero, M., Maldonado Ocampo, J., Gregory, J., Usma, J. S., Umaña-Villaveces, A., Murillo, J., ... Domínguez Payán, A. (2009). *Informe Sobre El Estado De La Biodiversidad En Colombia 2007-2008 : Piedemonte Orinoquense , Sabanas Y Bosques*. Bogota, Colombia.
- Romero, M., & Varela, A. (2011). Efecto de borde sobre la descomposición de hojarasca en bosque nublado. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2), 155–173. Retrieved from <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/15707/26221>
- Rykken, J. J., Chan, S. S., & Moldenke, A. R. (2007). Headwater riparian microclimate patterns under alternative forest management treatments. *Forest Science*, 53(2), 270–280.

- <https://doi.org/10.1093/forestscience/53.2.270>
- Sampaio, A. B., & Scariot, A. (2011). Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in Central Brazil. *Revista Árvore*, 35(5), 1121–1134. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000600018>
- Sánchez, G. (2002). Desarrollo y medio ambiente: una mirada a Colombia. *Economía y Desarrollo, Fundación Universidad Autónoma de Colombia*, 1, 79–98. <https://doi.org/10.1073/pnas.262413599>
- Santos, T., Telleria, J. L., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 2, 3–12. <https://doi.org/10.7818/re.2014.15-2.00>
- Scariot, A. (2001). Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal of Ecology*, 87(1), 66–76. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00332.x>
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27(July 1928), 379–423. <https://doi.org/10.1145/584091.584093>
- Silver, W. L. (1994). Is Nutrient Availability Related to Plant Nutrient Use in Humid Tropical Forests. *Oecologia*, 98(3–4), 336–343. <https://doi.org/10.1007/BF00324222>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163, 688. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/163688a0>
- Sizer, N., & Tanner, E. V. J. (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation*, 91(2), 135–142. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00076-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00076-2)
- Stoutjesdijk, P., & Barkman, J. J. (1992). *Microclimate, vegetation and fauna*. Opulus. Retrieved from <https://books.google.com.co/books?id=bR1FAQAAIAAJ>
- Tabarelli, M., Mantovani, W., & Peres, C. a. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91, 119–127. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00085-3)
- Tamasco, D. D. (2013). *Efecto de borde en los ecotonos Café-Bosque y Café-Potreto sobre el número de frutos y la incidencia de Broca y Roya en cultivos de Café bajo sombra de laviariedad Catillo y Caturra*. Pontificia Universidad Javeriana.
- Thiele, G. (2000). *Efecto de borde sobre la diversidad vegetal del Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica. Tesis magistral*. CATIE.

- Tinoco, F., Barragán, B., & Esquivel, H. E. (2014). Efecto Del Tamaño En La Estructura, Composición Y Diversidad De Bosques Premontanos En La Cuenca Del Rionegro-Cundinamarca. *Revista de La Asociación Colombiana de Ciencias Exactas*, 26, 46–55.
- UICN, U. I. para la C. de la N. y los R. N. (1980). Estrategia mundial para la conservación.
- UICN, U. I. para la C. de la N. y los R. N. (2008). *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. (Nigel Dudl). <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.es>
- Universidad Nacional de la Plata. (2016). *Estimación De La Diversidad Específica*. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Van Ausdal, S. (2009). Pasture, profit, and power: An environmental history of cattle ranching in Colombia, 1850–1950. *Geoforum*, 40(5), 707–719. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2008.09.012>
- Vasconcelos, H. L., & Laurance, W. F. (2005). Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia*, 144(3), 456–462. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0117-1>
- Vega, L. (1968). La estructura y composición de los bosques húmedos tropicales del Carare, Colombia. *Turrialba*, 18(4), 416–434.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338. <https://doi.org/10.2307/1943563>
- Whittaker, R. H. (1965). Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science (New York, N.Y.)*, 147(3655), 250–260. <https://doi.org/10.1126/science.147.3655.250>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213–251. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Williams, G. (1990). Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica*, 22(3), 235–241. <https://doi.org/10.2307/2388533>
- Williams, G. (1991). Los bordes de selvas y bosques. *Ciencia y Desarrollo*, 17(97), 65–71.
- World Wildlife Fund. (2017). Colombia, la casa de los bosques.
- Xu, M., & Chen, J. (1997). Temperature and its variability in oak forests in the southeastern Missouri Ozarks. *Climate Research*, 08(3), 209–223. Retrieved from <https://www.int->

res.com/abstracts/cr/v08/n3/p209-223/

Young, A., & Mitchell, N. (1994). Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. *Biological Conservation*, 67(1), 63–72.

[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90010-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90010-8)

Zorro, J. P. (2007). *Anuros de piedemonte llanero: Diversidad y Preferencias de microhábitat. Tesis pregrado*. Pontificia Universidad Javeriana.

Anexo 1. Certificado de calibración del “termohigrómetro RH/Temperature Monitoring Traceable Hygrometer”



Calibration
Certificate No. 1750.01

Calibration complies with ISO/IEC
17025, ANSI/NCSL Z540-1, and 9001



Cert. No.: 4154-8823763

Traceable® Certificate of Calibration for Remote Alarm Rh/Temp. Monitor

Instrument Identification:

Model: 4154 S/N: 170654786 Manufacturer: Control Company

Standards/Equipment:

Description	Serial Number	Due Date	NIST Traceable Reference
Digital Thermometer	122044330	11/21/17	4000-8138311
Chilled Mirror Hygrometer	31874/H2048MCR	10/19/17	14489

Certificate Information:

Technician: 399 Procedure: CAL-17 Cal Date: 9/18/17 Due Date: 9/18/19
Test Conditions: 23.5°C 65.0 %RH 1016 mBar

Calibration Data: (New Instrument)

Unit(s)	Nominal	As Found	In Tol	Nominal	As Left	In Tol	Min	Max	±U	TUR
%RH		N.A.		20.57	23.4	Y	15.6	25.6	0.80	>4:1
%RH		N.A.		50.20	52.0	Y	47.2	53.2	0.80	3.8:1
°C		N.A.		25.04	25.0	Y	24.0	26.0	0.059	>4:1

This instrument was calibrated in compliance with ISO/IEC 17025:2005 and ANSI/NCSL Z540-1-1994 Part 1.

A Test Uncertainty Ratio of at least 4:1 is maintained unless otherwise stated and is calculated using the expanded measurement uncertainty. Uncertainty evaluation includes the instrument under test and is calculated in accordance with the ISO "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement" (GUM). The uncertainty represents an expanded uncertainty using a coverage factor k=2 to approximate a 95% confidence level. In tolerance conditions are based on test results falling within specified limits with no reduction by the uncertainty of the measurement. The results contained herein relate only to the item calibrated. This certificate shall not be reproduced except in full, without written approval of Control Company.

The calibration results published in this certificate were obtained using equipment capable of producing results that are traceable to NIST and through NIST to the International System of Units

Nominal=Standard's Reading; As Left=Instrument's Reading; In Tol=In Tolerance; Min/Max=Acceptance Range; ±U=Expanded Measurement Uncertainty; TUR=Test Uncertainty Ratio; Accuracy=±(Max-Min)/2; Min = As Left Nominal(Rounded) - Tolerance; Max = As Left Nominal(Rounded) + Tolerance; Date=MM/DD/YY

Nicol Rodriguez
Nicol Rodriguez, Quality Manager

Aaron Judice
Aaron Judice, Technical Manager

Maintaining Accuracy:

In our opinion once calibrated your Remote Alarm Rh/Temp. Monitor should maintain its accuracy. There is no exact way to determine how long calibration will be maintained. Remote Alarm Rh/Temp. Monitors change little, if any at all, but can be affected by aging, temperature, shock, and contamination.

Recalibration:

This device was calibrated using a single test point. Should additional test points be required, please contact Control Company for factory calibration and re-certification traceable to National Institute of Standards and Technology.

Anexo 2. Certificado de calibración del “Termometro digital, Hanna HI-145” para la medición de la temperatura del suelo

AMIDATA S.A.U
Declaração de Conformidade



Salvo aviso contrário, a totalidade dos elementos indicados mais abaixo cumprem com as especificações publicadas no catalogo da RS e foram sometidos as condições de provas de qualidade conforme a nossa certificação BSI EN ISO 9001:2008

Código RS	442-7695
Descrição	Termómetro digital, Hanna Instruments, precisión $\pm 0,3$ °C, resolución 0,1 °C, 1 entrada, De Mano, AAA
Nome do Fabricante/Marca:	Hanna Instruments
Referência do fabricante	HI-145-00

A informação anterior refere-se ao produto vendido a partir da data indicada mais abaixo
AMIDATA S.A.U

Data Jun 12, 2018

Amidata S.A.U Avd de Europa, 19 28224 Pozuelo de Alarcón, Madrid, CIF: A78913993

Anexo 3. Listado de especies de plantas y variables microclimáticas registradas en el área de estudio

FAMILIA	NOMBRE CIENTIFICO	Fragmentos de tamaño pequeño						Abundancia total	Fragmentos de tamaño mediano						Abundancia total	Fragmentos de tamaño grande						Abundancia total
		Distancia desde el borde (m)							Distancia desde el borde (m)							Distancia desde el borde (m)						
		0	2.5	5	10	20	40		0	2.5	5	10	20	40		0	2.5	5	10	20	40	
Acanthaceae	<i>Justicia sp.</i>	10	7	4	0	2	1	24	4	5	5	22	22	7	65	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Mendoncia lindavii</i> Rusby	0	0	0	2	0	1	3	2	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1	5	2	3	3	
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	15	4	0	0	0	2	21	0	0	5	3	3	0	11	1	0	9	4	7	3	
	<i>Guatteria recurvisepala</i> R.E.Fr.	7	4	2	3	3	7	26	10	3	5	7	5	5	35	0	0	0	0	0	0	
Araceae	<i>Anthurium atropurpureum</i> R.E.Schult. & Maguire	0	6	0	8	10	4	28	9	7	3	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	
	<i>Philodendron sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	
	<i>Monstera adansonii</i> Schott	1	0	0	6	1	2	10	6	1	2	0	0	0	9	2	0	2	3	0	8	
	<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	4	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
Araliaceae	<i>Schefflera sp.1</i>	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	4	2	3	2	0	6	17	0	6	0	4	0	3	13	0	0	0	0	0	0	
Arecaceae	<i>Attalea insignis</i> (Mart.) Drude	5	6	7	0	8	25	51	6	23	4	5	6	7	51	0	0	0	0	0	0	
	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	4	1	8	11	11	14	49	10	11	4	4	3	8	40	0	0	0	0	2	1	
	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	14	8	20	13	10	5	70	11	17	13	20	16	34	111	0	0	0	0	0	0	
	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	3	10	6	0	2	1	22	2	0	0	6	4	5	17	0	2	5	0	0	0	
	<i>Wettinia praemorsa</i> (Willd.) Wess.Boer	1	4	1	5	8	0	19	2	8	2	1	2	4	19	1	3	2	7	6	7	
	<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	7	0	20	13	22	24	86	16	28	17	6	6	11	84	0	0	0	0	0	0	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda obtusifolia</i> Bonpl.	5	11	19	37	41	51	164	40	48	30	17	23	17	175	24	20	11	13	16	19	
	<i>Memora cladotricha</i> Sandwith	3	4	6	5	4	12	34	2	5	21	11	8	8	55	10	4	1	16	26	11	
	<i>Amphilophium sp.</i>	2	13	5	12	11	1	44	5	7	3	13	17	12	57	0	0	0	0	0	0	
	<i>Pleonotoma jasminifolia</i> (Kunth) Miers	6	4	12	8	8	10	48	6	18	13	6	0	8	51	0	0	0	0	0	0	
	<i>Mansoa sp.</i>	1	0	0	0	3	0	4	0	7	0	3	0	1	11	2	0	0	3	1	6	
Boraginaceae	<i>Ehretia laevis</i> Roxb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2	7	3	4	3	
Burseraceae	<i>Protium sp.</i>	0	5	0	2	0	1	8	0	1	0	0	5	0	6	0	0	0	0	0	0	
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	3	3	1	0	4	11	22	10	5	11	6	6	5	43	1	2	10	2	9	8	
	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	8	6	1	0	0	0	15	0	2	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	
	<i>Protium glabrescens</i> Swart	2	0	9	0	2	0	13	4	0	3	0	0	13	20	0	0	0	0	0	0	
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella triandra</i> Sw.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	5	0	0	12	0	4	7	4	3	2	
Clusiaceae	<i>Clusia sp.</i>	5	10	18	1	12	6	52	22	2	9	12	27	9	81	3	2	2	3	0	0	
	<i>Tovomita umbellata</i> Benth.	5	9	1	2	5	6	28	8	13	10	4	11	9	55	0	3	0	0	2	1	
Connaraceae	<i>Rourea laurifolia</i> G.Schellenb.	3	6	0	7	23	13	52	31	9	7	4	4	7	62	0	2	0	0	0	6	
Costaceae	<i>Costus scaber</i> Ruiz & Pav.	0	3	0	0	0	1	4	0	0	1	0	0	0	1	2	0	7	9	7	1	
	<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	4	5	7	10	7	8	41	18	3	2	17	13	2	55	10	6	10	14	9	3	
Cucurbitaceae	<i>Gurania eriantha</i> (Poepp. & Endl.) Cogn.	0	1	8	10	0	2	21	10	0	2	0	0	8	20	1	5	11	4	2	6	
Cyatheaceae	<i>Cyathea sp.</i>	0	0	0	0	2	0	2	2	2	4	4	3	0	15	0	0	0	2	2	3	
Cyperaceae	<i>Rhynchospora sp</i>	0	0	0	10	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dilleniaceae	<i>Davilla nitida</i> (Vahl) Kubitzki	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	3	4	0	11	0	0	0	0	0	0	
	<i>Doliocarpus sp.</i>	0	2	1	1	1	0	5	2	0	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	

	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	5	4	1	1	8	6	25	6	7	13	5	2	8	41	0	0	0	0	0	0	0
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea</i> sp.1	2	5	0	5	4	3	19	11	2	7	7	5	7	39	18	14	21	7	19	13	92
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	0	0	0	15	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	3	12	10	25	21	8	79	22	17	12	10	13	14	88	0	0	0	0	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	0	4	4	0	0	0	8	1	1	4	5	5	4	20	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	0	7	0	0	2	0	2	0	4
Fabaceae	<i>Senna bacillaris</i> (L.f.) H.S.Irwin & Barneby	0	6	3	6	3	2	20	6	2	0	0	2	0	10	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	1	0	0	3	0	9	13	2	8	1	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Acacia riparia</i> Kunth	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	6	9	19	5	0	3	6	8	6	28
	<i>Zygia basijuga</i> (Ducke) Barneby & J.W. Grimes	2	4	4	3	4	4	21	4	3	4	2	2	4	19	0	0	0	0	0	0	0
Hypericaceae	<i>Vismia macrophylla</i> Kunth	5	16	10	15	9	13	68	29	32	31	29	39	39	199	25	26	24	17	19	22	133
Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	0	0	1	5	0	0	6	5	0	0	0	0	0	5	0	2	3	3	6	2	16
Lamiaceae	<i>Ajuga integrifolia</i> Buch.-Ham.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	4	4	5	19	2	0	5	0	3	2	12
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.1	0	4	1	3	0	0	8	0	0	0	0	4	1	5	0	2	6	2	8	12	30
	<i>Ocotea</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	4	8	7	7	10	13	49	0	3	6	0	7	0	16
	<i>Ocotea oblonga</i> (Meisn.) Mez	0	0	0	0	0	0	0	4	6	7	9	4	4	34	6	4	3	4	4	2	23
	<i>Ocotea</i> sp.2	1	2	0	10	4	6	23	2	1	5	2	0	10	20	2	0	1	1	9	1	14
	<i>Ocotea</i> sp.1	4	0	5	0	3	2	14	2	0	4	0	5	0	11	0	9	3	13	2	2	29
Leguminosae	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth	3	2	3	4	10	8	30	4	23	15	18	12	6	78	7	11	9	3	11	12	53
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	5	0	3	0	0	4	0	7
	<i>Mimosa colombiana</i> Britton & Killip	15	4	0	0	0	1	20	1	0	4	3	3	0	11	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Machaerium</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	9	2	8	3	0	24
	<i>Machaerium</i> sp.1	2	0	2	0	3	1	8	5	9	11	9	10	5	49	14	4	14	10	9	4	55
Malvaceae	<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	6	0	11	0	0	0	0	0	0	0
Marantaceae	<i>Monotagma laxum</i> (Poepp. & Endl.) K.Schum.	22	22	17	23	9	25	118	6	23	9	13	18	11	80	0	0	0	0	0	0	0
Melastomataceae	<i>Clidemia octona</i> (Bonpl.) L.O. Williams	0	4	3	1	1	1	10	0	1	1	0	4	3	9	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	2	4	0	12	4	19	41	19	0	10	2	2	3	36	5	2	3	2	4	5	21
	<i>Clidemia rubra</i> (Aubl.) Mart.	0	0	0	4	5	0	9	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Miconia</i> sp (Miconia affinis DC.)	4	0	3	1	0	9	17	9	0	4	0	3	1	17	6	0	5	10	10	4	35
	<i>Miconia trinervia</i> (Sw.) D. Don ex Loudon	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	4	4	6	3	26
	<i>Miconia multispicata</i> Naudin	3	4	5	4	1	4	21	5	11	3	5	6	15	45	2	2	6	1	1	0	12
	<i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D. Don ex DC.	11	32	12	25	34	31	145	46	47	32	26	45	23	219	25	29	23	26	36	24	163
	<i>Henriettella ovata</i> Cogn.	4	2	1	0	3	4	14	0	3	4	0	0	0	7	6	5	7	8	14	15	55
	<i>Henriettella</i> sp.	15	20	19	29	16	24	123	35	21	30	29	39	19	173	33	28	27	19	35	37	179
	<i>Miconia macrotis</i> Cogn.	6	3	6	6	2	5	28	2	4	5	3	0	2	16	0	0	0	1	0	1	2
	<i>Miconia elata</i> (Sw.) DC.	5	0	0	4	4	0	13	5	0	0	5	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	0	0	0	0	1	0	1	1	5	3	0	1	1	11	0	0	0	0	0	0	0
Moraceae	<i>Perebea standleyi</i> J.F.Macbr.	3	0	0	0	4	6	13	6	1	2	1	5	5	20	1	1	0	4	4	0	10
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	0	0	0	0	5	4	9	15	23	17	12	14	11	92	1	17	7	4	20	5	54
	<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.	7	1	7	4	3	12	34	4	3	12	7	1	3	30	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Myrcia paivae</i> O.Berg	6	31	6	31	7	24	105	26	38	19	23	30	37	173	10	23	16	12	13	6	80

Myrtaceae	<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	3	2	0	0	1	0	6	1	0	0	3	2	0	6	0	0	0	2	0	2	4
	<i>Myrcia sp.3</i>	1	9	1	3	5	2	21	0	0	3	9	0	3	15	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Myrcia sp.2</i>	8	7	10	11	3	1	40	13	11	29	17	12	21	103	4	4	11	3	0	5	27
	<i>Myrcia sp.1</i>	6	6	22	11	13	27	85	8	19	20	6	2	20	75	3	2	1	4	1	0	11
Ochnaceae	<i>Ouratea weberbaueri</i> Sleumer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	7
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus attenuatus</i> Miq.	0	3	10	14	7	13	47	11	11	6	0	3	0	31	3	11	8	13	5	4	44
Piperaceae	<i>Piper sp.3</i>	1	4	5	0	1	5	16	2	6	8	11	7	11	45	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Piper sp.4</i>	0	0	0	0	0	0	0	6	4	3	9	15	5	42	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Piper sp.2</i>	1	0	2	0	4	0	7	2	5	2	1	0	0	10	7	9	5	6	5	6	38
	<i>Piper sp.1</i>	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	2	3	3	8	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Piper sp.5</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	2	4	2	11
Poaceae	<i>Pariana radiciflora</i> Sagot ex Döll	5	8	10	0	14	16	53	14	16	0	5	8	10	53	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	4
	<i>Olyra latifolia</i> L.	0	0	0	8	13	0	21	14	1	0	4	4	1	24	0	0	0	0	0	0	0
Polygalaceae	<i>Bredemeyera lucida</i> (Benth.) Klotzsch ex Hassk.	3	11	0	13	4	0	31	15	2	4	3	3	0	27	0	0	0	0	0	0	0
Primulaceae	<i>Stylogyne longifolia</i> (Mart. ex Miq.) Mez	0	0	0	0	11	4	15	11	4	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0
Pteridaceae	<i>Adiantum sp.2</i>	4	3	4	12	7	9	39	14	8	5	0	3	4	34	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Helecho sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Adiantum sp.3</i>	0	0	0	0	0	3	3	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Adiantum sp.1</i>	4	2	3	4	2	0	15	11	7	11	14	8	5	56	15	12	15	21	15	12	90
	<i>Helecho sp.2</i>	10	0	5	2	6	0	23	6	6	19	4	10	3	48	11	7	2	7	2	6	35
Rubiaceae	<i>Psychotria sp.1</i>	2	0	0	0	18	0	20	11	0	0	0	0	0	11	1	4	8	3	4	0	20
	<i>Psychotria sp.3</i>	3	2	5	5	6	11	32	14	6	14	9	8	13	64	2	4	3	9	0	8	26
	<i>Psychotria sp.4</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	10	0	3	20	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Psychotria sp.2</i>	4	1	3	0	7	0	15	0	0	11	16	11	2	40	7	13	14	6	11	4	55
	<i>Psychotria sp.5</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	9	3	21
	<i>Psychotria vichadensis</i> Standl.	0	0	0	0	0	0	0	3	8	9	8	7	5	40	3	5	11	7	12	1	39
	<i>Psychotria sp.6</i>	5	1	3	5	1	4	19	6	1	2	10	9	4	32	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Palicourea sp.</i>	5	2	7	3	3	9	29	5	5	4	5	2	7	28	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Psychotria sp.7</i>	2	4	3	1	11	0	21	2	1	3	8	7	3	24	0	0	0	0	0	0	0
Salicaceae	<i>Banara arguta</i> Briq.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	9	5	2	20
	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	1	2	5	2	8	1	19	12	9	5	6	4	6	42	8	11	8	2	19	10	58
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	3	2	6	0	4	0	15	6	6	4	8	9	8	41	19	14	16	15	11	4	79
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	0	3	0	9	2	0	0	0	0	0	2
Siparunaceae	<i>Siparuna asperula</i> (Tul.) A. DC.	0	0	0	0	0	0	0	3	4	2	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	4	1	7	3	1	1	17	1	2	0	2	8	3	16	0	1	0	3	2	0	6
Smilacaceae	<i>Smilax sp.</i>	0	0	0	1	0	0	1	2	3	1	0	2	3	11	1	3	0	6	2	6	18
Solanaceae	<i>Cestrum sp.</i>	5	17	9	12	13	5	61	2	3	7	15	6	6	39	0	0	0	0	0	0	0
Strelitziaceae	<i>Phenakospermum guyannense</i> (A.Rich.) Endl. ex Miq.	1	0	3	2	13	8	27	13	11	3	1	0	3	31	0	0	0	0	0	0	0
Urticaceae	<i>Cecropia engleriana</i> Snethl.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	3	1	1	0	0	0	0	2
Humedad relativa (%):		83.4	85.1	83.8	84.3	86.1	86.1	508.8907407	85.2	85.1	85.6	85.8	84.4	84.5	1528.390741	78.2	76.9	77.4	79.1	78.6	80.1	470.2222222
Temperatura del aire (°C):		25.8	25.4	25.3	25.3	25.3	25	152.1240741	24.5	24.4	24.4	30.5	24.6	24.8	457.5037037	25.3	25.2	25.2	25.3	25.6	25	151.5759259
Temperatura del suelo (°C):		23.2	23.3	23.3	23.3	23.2	23	139.3148148	23.1	23	23.3	23.4	22.8	22.9	417.0953704	22.9	22.8	22.7	22.6	22.6	22.5	135.9740741
Hojarasca (cm):		3.44	3.81	4.48	6.74	4.6	4.41	27.49074074	2.94	3.54	4.2	4.87	5.62	7.4	83.55555556	8.11	3.94	5	5.22	6.21	5.28	33.76851852
Densidad del follaje (%)		45.3	60.8	68.3	74.4	76.9	84.7	410.5555556	55.6	67.8	68.6	77.1	84.4	85	1259.583333	60.6	73.9	79.2	85.6	84.7	89.4	473.3333333