



**UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO
RUIZ GALLO**
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
**DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE
BOTÁNICA**



TESIS

**Diversidad y composición arbórea de la zona de amortiguamiento del
Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio– Cajamarca**

Presentada para optar el Título Profesional de Licenciado en *Biología-
Botánica*

Autor (es):

Tenorio Berríos Yamir Rommel

Asesor (a):

Rojas Idrogo Consuelo

Lambayeque – Perú

23 marzo 2026

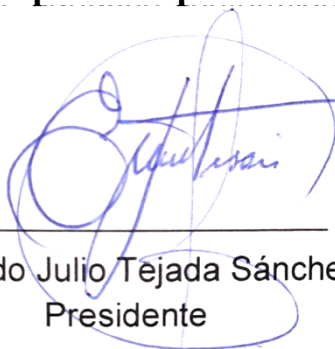
“Diversidad y composición arbórea de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio– Cajamarca”



Bach. Yamir Rommel Tenorio Berríos
Autor

Presentada para optar el título profesional de Licenciado en Biología -
Botánica

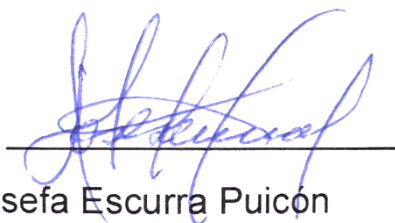
Aprobado por:



Dr. Eduardo Julio Tejada Sánchez
Presidente



Dr. César Alfredo Vargas Rosado



Mg. Josefa Ecurra Puicón
Vocal



Dr. Consuelo Rojas Idrogo
Asesor

ACTA DE SUSTENTACIÓN



UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
UNIDAD DE INVESTIGACIÓN



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS N° 26-2026 / FCCBB-UI

Siendo las 10:00 horas del día 23 de marzo de 2026, en la Sala de Sesiones-Sustentaciones de la Facultad de Ciencias Biológicas se reunieron los miembros del Jurado designado mediante **Resolución N° 316-2023-FCCBB/D de fecha 06 de diciembre de 2023 y Resolución de aprobación de proyecto N° 116-2024-FCCBB/D, de fecha 02 de abril de 2024**, conformado por:

Dr. Eduardo Julio Tejada Sánchez-Presidente

Dr. César Alfredo Vargas Rosado-Secretario

Mg. Josefa Ecurra Puicón-Vocal

Dra. Consuelo Rojas Idrogo-Asesora

con la finalidad de evaluar la sustentación de tesis titulada: **Diversidad y Composición Arbórea de la Zona de Amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio-Cajamarca**, a cargo del Bachiller **YAMIR ROMMEL TENORIO BERRÍOS**.

Sustentación autorizada mediante **RESOLUCIÓN N° 121-2026-FCCBB-D, de fecha 20 de marzo de 2026** la misma que tuvo una duración de 30 minutos y luego de absueltas las preguntas y observaciones de los miembros del jurado; se procedió a la calificación respectiva, obteniendo 19 puntos que equivale al calificativo de MUY BUENO.

Por lo que el sustentante queda **APTO** para obtener el **título profesional de Licenciado en Biología-Botánica** de acuerdo con la Ley Universitaria 30220 y la normatividad vigente de la Facultad de Ciencias Biológicas y la Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo.

Siendo las 14:00 horas se dio por concluido el presente acto académico, dándose conformidad al presente acto, con la firma de los miembros del jurado.

Dr. Eduardo Julio Tejada Sánchez
Presidente

Dr. César Alfredo Vargas Rosado
Secretario

Mg. Josefa Ecurra Puicón
Vocal

Dra. Consuelo Rojas Idrogo
Asesora

DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD

Yo, Bach. YAMIR ROMMEL TENORIO BERRÍOS identificado con DNI N° 46093677 responsable directo, bajo el asesoramiento de la Dra. Consuelo Rojas Idrogo, de la tesis titulada **“Diversidad y composición arbórea de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio– Cajamarca”**, DECLARO BAJO JURAMENTO que la tesis es auténtica y original de acuerdo con las políticas de la Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo. Este trabajo ha sido elaborado en su totalidad por el suscrito cumpliendo con los estándares académicos y éticos; así mismo, la organización del contenido la redacción del informe y la elaboración de cuadros y gráficos, son fruto de mi esfuerzo e intelecto; de demostrarse lo contrario, asumiremos las sanciones correspondientes.

Lambayeque, 11 de marzo del 2026

Autor: Tenorio Berríos Yamir Rommel

DNI 46093677

Dra. Consuelo Rojas Idrogo

Asesor(a)

DNI

CONSTANCIA DE VERIFICACIÓN DE ORIGINALIDAD

Yo, Dra. Consuelo Rojas Idrogo; usuario revisor del informe de tesis titulado: **“Diversidad y composición arbórea de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio– Cajamarca”**, cuyo autor es el Bach. YAMIR ROMMEL TENORIO BERRÍOS identificado con DNI N° 46093677; declaro que la evaluación realizada por el Programa informático ha arrojado un porcentaje de similitud de **12 %**, verificable en el Resumen de Reporte automatizado de similitudes que se acompaña.

El suscrito analizó dicho reporte y concluyó que cada una de las coincidencias detectadas dentro del porcentaje de similitud permitido no constituyen plagio y que el documento cumple con la integridad científica y con las normas para el uso de citas y referencias establecida en los protocolos respectivos.

Se cumple con adjuntar el Recibo Digital a efectos de la trazabilidad respectiva del proceso.

Lambayeque, 11 de marzo de 2026



CONSUELO ROJAS IDROGO
DNI:16583112
ASESORA

Se adjunta:

*Resumen del Reporte automatizado de similitudes (Informe de originalidad)

*Recibo Digital

Informe final de Tesis

INFORME DE ORIGINALIDAD

12%	13%	7%	5%
INDICE DE SIMILITUD	FUENTES DE INTERNET	PUBLICACIONES	TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	repositorio.unc.edu.pe Fuente de Internet	2%
2	hdl.handle.net Fuente de Internet	1%
3	Submitted to Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo Trabajo del estudiante	1%
4	polibotanica.mx Fuente de Internet	1%
5	www.mef.gob.pe Fuente de Internet	<1%
6	repositorio.untumbes.edu.pe Fuente de Internet	<1%
7	dspace.hangtuah.ac.id:8080 Fuente de Internet	<1%
8	docplayer.es Fuente de Internet	<1%
9	repositorio.unap.edu.pe Fuente de Internet	<1%
10	docslib.org Fuente de Internet	<1%
11	repositorio.unprg.edu.pe Fuente de Internet	<1%
12	www.lillo.org.ar Fuente de Internet	<1%



CONSUELO ROJAS IDROGO
DNI:16583112
ASESORA

13	Submitted to Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga Trabajo del estudiante	<1 %
14	repositorio.unesum.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
15	revistas.unsaac.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
16	eprints.uanl.mx Fuente de Internet	<1 %
17	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
18	ouci.dntb.gov.ua Fuente de Internet	<1 %
19	www.frontiersin.org Fuente de Internet	<1 %
20	Submitted to Universidad Estatal Amazonica- Trabajo del estudiante	<1 %
21	cdn.www.gob.pe Fuente de Internet	<1 %
22	library.conservation.org Fuente de Internet	<1 %
23	orton.catie.ac.cr Fuente de Internet	<1 %
24	d197for5662m48.cloudfront.net Fuente de Internet	<1 %
25	Submitted to uncedu Trabajo del estudiante	<1 %
26	burjcdigital.urjc.es Fuente de Internet	<1 %
27	devimar.co Fuente de Internet	<1 %
	era.ujat.mx	



CONSUELO ROJAS IDROGO

DNI:16583112

ASESORA

28	Fuente de Internet	<1 %
29	www.coursehero.com Fuente de Internet	<1 %
30	www.nursinghero.com Fuente de Internet	<1 %
31	kuula.co Fuente de Internet	<1 %
32	repositorio.uncp.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
33	vdocumento.com Fuente de Internet	<1 %
34	Lara Ballesteros, Diana Carolina. "Determinación de Cambios de Distribución de Especies por Efectos del Cambio Climático en el Parque Municipal Natural Campo Alegre y Parque Regional Natural Ucumarí en Risaralda Colombia", Universidad Distrital Francisco José de Caldas (Colombia), 2024 Publicación	<1 %
35	renati.sunedu.gob.pe Fuente de Internet	<1 %
36	repositorio.ug.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
37	core.ac.uk Fuente de Internet	<1 %
38	dspace.uazuay.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
39	repositorio.unp.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
40	Rui Yang, Qianfei Zhang, Lipeng Zang, Guangqi Zhang, Qingfu Liu, Danmei Chen, Mingzhen Sui. "How Do the Functional Resemblance Structure and Its Component-	<1 %



CONSUELO ROJAS IDROGO
DNI:16583112
ASESORA

Dependence Change Among the Successional Stages in Degraded Karst Forests?", Ecology and Evolution, 2025

Publicación

41	lagranja.ups.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
42	legislacionanp.org.pe Fuente de Internet	<1 %
43	rdi.uncoma.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
44	Submitted to ucol Trabajo del estudiante	<1 %
45	cfores.upr.edu.cu Fuente de Internet	<1 %
46	ri.agro.uba.ar Fuente de Internet	<1 %
47	"Conservation of Andean Forests", Springer Science and Business Media LLC, 2025 Publicación	<1 %
48	dspace.unl.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
49	www.mdpi.com Fuente de Internet	<1 %

Excluir citas

Activo

Excluir coincidencias < 14 words

Excluir bibliografía

Activo



CONSUELO ROJAS IDROGO
DNI:16583112
ASESORA



Recibo digital

Este recibo confirma que su trabajo ha sido recibido por **Turnitin**. A continuación podrá ver la información del recibo con respecto a su entrega.

La primera página de tus entregas se muestra abajo.

Autor de la entrega: Yamir Rommel Tenorio Berríos
Título del ejercicio: Quick Submit
Título de la entrega: Informe final de Tesis
Nombre del archivo: Yamir_Informe_final.docx
Tamaño del archivo: 10.4M
Total páginas: 78
Total de palabras: 17,220
Total de caracteres: 102,366
Fecha de entrega: 10-mar-2026 09:07p. m. (UTC-0500)
Identificador de la entrega: 2900033985

UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO
RUIZ GALLO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE
BOTÁNICA

TESIS

Diversidad y composición arbórea de la zona de amortiguamiento del
Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio- Cajamarca

Presentada para optar el Título Profesional de Licenciado en *Biología-
Botánica*

Autor (es):
Tenorio Berríos Yamir Rommel

Asesor (a):
Rojas Idrogo Consuelo

Lambayeque - Perú
2026

1

Derechos de autor 2026 Turnitin. Todos los derechos reservados.

CONSUELO ROJAS IDROGO
DNI:16583112
ASESORA

AGRADECIMIENTO

A la Dra. Consuelo Rojas Idrogo, mi asesora, por su constante guía, por el rigor académico compartido y por su invaluable confianza en este proyecto de investigación botánica.

Un reconocimiento especial a Alex Dias, Adriel Bravo, Jhon Guevara y José Huancas, por su invaluable apoyo en las jornadas de campo. Su esfuerzo y dedicación en la recolección de las muestras botánicas en la zona de amortiguamiento Santuario Nacional Tabaconas Namballe que fueron fundamentales para el éxito de este estudio.

Mi profunda gratitud a Luis García, por su fundamental soporte y experiencia en la identificación taxonómica de las muestras, asegurando la precisión científica de este catálogo arbóreo.

A Brandon Torres, por su valiosa colaboración en el análisis estadístico y la interpretación de los datos, aportando claridad y rigor científico a los resultados de esta investigación.

Al Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR), por brindar las facilidades administrativas para la autorización de colecta.

A la Comunidad Campesina San Miguel de Tabaconas por su hospitalidad y permitir nuestro tránsito y permanencia en la zona.

Finalmente, a la Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo y a su Herbario, por ser el espacio de formación y resguardo del material biológico que sustenta esta tesis.

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mis padres María Berrios y Marco Tenorio por su amor y apoyo incondicional, gracias a su esfuerzo logré culminar mis estudios profesionales. A mi esposa Rosa Gordillo y a mi hijo Mathías por ser el motivo para seguir esforzándome y mejorando cada día. A mi hermano Alexander Tenorio y a toda mi familia.

ÍNDICE GENERAL

	Pg.
<i>ACTA DE SUSTENTACIÓN</i>	<i>iii</i>
<i>DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD</i>	<i>iv</i>
<i>CONSTANCIA DE VERIFICACIÓN DE ORIGINALIDAD</i>	<i>v</i>
<i>AGRADECIMIENTO</i>	<i>xi</i>
<i>DEDICATORIA</i>	<i>xii</i>
<i>ÍNDICE GENERAL</i>	<i>xiii</i>
<i>ÍNDICE DE TABLAS</i>	<i>xiv</i>
<i>ÍNDICE DE FIGURAS</i>	<i>xv</i>
<i>RESUMEN</i>	<i>xvi</i>
<i>ABSTRACT</i>	<i>xvii</i>
<i>INTRODUCCIÓN</i>	<i>1</i>
<i>CAPÍTULO I: DISEÑO TEÓRICO</i>	<i>3</i>
1.1. Antecedentes	3
1.2. Bases teóricas	5
1.3. Bases conceptuales (Operacionalización o categorización de variables)	13
<i>CAPÍTULO II: DISEÑO METODOLÓGICO</i>	<i>16</i>
2.1 Diseño de contrastación de hipótesis/ Procedimiento en la investigación	16
2.2 Población y muestra	16
2.3 Procedimiento a seguir en la investigación	16
2.4 Técnicas e instrumentos de recolección de datos	23
<i>CAPÍTULO III: RESULTADOS</i>	<i>24</i>
<i>CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN</i>	<i>34</i>
<i>CONCLUSIONES</i>	<i>39</i>
<i>RECOMENDACIONES</i>	<i>40</i>
<i>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</i>	<i>41</i>
<i>ANEXOS</i>	<i>53</i>

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Zonas de muestreo en la zona de amortiguamiento del SNTN</i>	19
Tabla 2. <i>Lista florística de especies arbóreas registradas en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio – Cajamarca.</i>	24
Tabla 3. <i>Riqueza taxonómica de la vegetación arbórea según tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio – Cajamarca</i>	27
Tabla 4. <i>Especies arbóreas más abundantes en los bosques primario y secundario de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio - Cajamarca.</i>	27
Tabla 5. <i>Índices de diversidad arbórea por parcela y tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del SNTN</i>	29
Tabla 6. <i>Promedios de los índices de diversidad arbórea por tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del SNTN</i>	29
Tabla 7. <i>Área basal por parcela y tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del SNTN</i>	30
Tabla 8. <i>Distribución de individuos por clases diamétricas y tipo de bosque</i>	30
Tabla 9. <i>Distribución del área basal por clases diamétricas según tipo de bosque</i>	31
Tabla 10. <i>Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies arbóreas por tipo de bosque</i>	31
Tabla 11. <i>Distribución de individuos por estrato vertical y tipo de bosque</i>	32
Tabla 12. <i>Índice de diversidad vertical (Pretzsch) por tipo de bosque</i>	33

ÍNDICE DE FIGURAS

Figuras 1. <i>Evaluación de las variables</i>	17
Figuras 2. <i>Mapa de ubicación del área de muestreo en la zona de amortiguamiento</i>	18
Figuras 3. <i>Muestras herborizadas para depósito en los herbarios</i>	20
Figuras 4. <i>Abundancia de especies en las familias vegetales presentes en la zona de amortiguamiento del SNTN</i>	28

RESUMEN

El estudio tuvo como objetivo analizar la diversidad, composición y estructura arbórea de los bosques primarios y secundarios de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, en el norte del Perú, con el fin de caracterizar su estado ecológico y su relevancia para la conservación de bosques montanos. El muestreo se realizó mediante parcelas Whittaker de 50×20 m establecidas en el sector cerro Chichilapa, donde se registraron todos los individuos arbóreos con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 10 cm. Fueron evaluadas la composición florística, la diversidad y la estructura horizontal y vertical del bosque a partir de variables dasométricas y florísticas obtenidas en campo. Se registraron 106 especies arbóreas, agrupadas en 69 géneros y 41 familias, con una alta representación de familias características de bosques montanos, como Asteraceae, Lauraceae, Melastomataceae y Rubiaceae. Ambos tipos de bosque presentaron valores elevados de diversidad, con índices de Shannon-Wiener superiores a 2.5 y valores del índice de Simpson cercanos a la unidad. No obstante, se observaron contrastes estructurales marcados: el bosque primario mostró mayores valores de área basal y una distribución diamétrica más completa, mientras que el bosque secundario concentró la mayor parte de los individuos en clases diamétricas inferiores. Aunque la estructura vertical difirió en la distribución de individuos por estratos, el índice de Pretzsch indicó una complejidad vertical similar entre ambos tipos de bosque. Concluimos que los bosques de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe combinan una alta diversidad arbórea con diferencias estructurales asociadas al grado de intervención, lo que subraya su valor ecológico y la necesidad de considerar tanto la diversidad como la estructura en estrategias de conservación de los bosques montanos del norte del Perú.

Palabras clave: Diversidad arbórea, composición florística, Santuario Nacional Tabaconas Namballe

ABSTRACT

The study aimed to analyze the diversity, composition, and tree structure of primary and secondary forests in the buffer zone of the Tabaconas Namballe National Sanctuary, in northern Peru, in order to characterize their ecological status and their relevance for the conservation of montane forests. Sampling was conducted using Whittaker plots measuring 50×20 m established in the Cerro Chichilapa sector, where all tree individuals with diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm were recorded. Floristic composition, diversity, and the horizontal and vertical structure of the forest were evaluated using dendrometric and floristic variables collected in the field. A total of 106 tree species were recorded, grouped into 69 genera and 41 families, with a high representation of families characteristic of montane forests, such as Asteraceae, Lauraceae, Melastomataceae, and Rubiaceae. Both forest types showed high diversity values, with Shannon–Wiener indices above 2.5 and Simpson index values close to unity. However, marked structural contrasts were observed: the primary forest showed higher basal area values and a more complete diameter distribution, whereas the secondary forest concentrated most individuals in lower diameter classes. Although the vertical structure differed in the distribution of individuals among strata, the Pretzsch index indicated similar vertical complexity in both forest types. We conclude that the forests in the buffer zone of the Tabaconas Namballe National Sanctuary combine high tree diversity with structural differences associated with the degree of disturbance, highlighting their ecological value and the need to consider both diversity and structure in conservation strategies for montane forests in northern Peru.

Keywords: Tree diversity, floristic composition, Tabaconas Namballe National Sanctuary.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales constituyen uno de los principales soportes de la biodiversidad terrestre y cumplen funciones ecológicas clave en la regulación climática y el almacenamiento de carbono a escala global (Kumar *et al.*, 2022; Salinas *et al.*, 2021). Dentro de este conjunto, los bosques montanos de neblina tropical destacan por su relevancia ecológica desproporcionada en relación con su reducida extensión espacial, ya que representan aproximadamente el 2,5 % de los bosques tropicales del mundo (Bubb *et al.*, 2004). Estas formaciones presentan una fisonomía particular, caracterizada por árboles de menor altura, fustes retorcidos y una elevada abundancia de epífitas, rasgos estrechamente asociados a condiciones de inmersión persistente en nubes y neblina (Fahey *et al.*, 2016). A pesar de su limitada distribución, albergan altos niveles de diversidad y endemismo, y desempeñan un rol determinante en la provisión de servicios ecosistémicos, especialmente en la regulación del ciclo hidrológico y el suministro de agua dulce (Salinas *et al.*, 2021).

En el Perú, estos ecosistemas se concentran principalmente en las vertientes orientales de los Andes y en sectores específicos del norte del país, como el departamento de Cajamarca (Leo, 1995; Medina, 2013). El Santuario Nacional Tabaconas Namballe (SNTN) conserva un área representativa de estos bosques húmedos andinos, contribuyendo a la estabilidad climática e hidrológica regional; Sin embargo, las zonas de amortiguamiento que rodean el área protegida cumplen una función ecológica estratégica como espacios de transición, donde se amortiguan las presiones antrópicas provenientes del entorno (Santos, 2020; Solano, 2020). En el sector del cerro Chichilapa, distrito de San Ignacio, estas zonas enfrentan presiones crecientes que comprometen la integridad de sus comunidades vegetales.

Los estudios sobre la flora de los bosques montanos del norte del Perú han evidenciado una diversidad notable; no obstante, las investigaciones sistemáticas y detalladas siguen siendo escasas en áreas específicas (Medina, 2013). Trabajos previos en la región de Cajamarca, como los realizados en el bosque Chinchiquilla (San Ignacio) y en Las Palmas (Chota), han documentado la presencia de familias representativas como Lauraceae, Myrtaceae y Melastomataceae, así como especies amenazadas de alto valor ecológico, entre ellas *Podocarpus glomeratus* (Peña & Pariente, 2015; Peña-Surita, 2014; Serrano, 2019). Sin embargo, persiste una brecha significativa en el conocimiento ecológico y taxonómico

detallado de las especies arbóreas, lo que limita la formulación de planes de manejo sustentados en evidencia científica (Aguirre *et al.*, 2017).

A pesar de su reconocida importancia ecológica, se estima que hasta el 90 % de los bosques montanos de neblina de los Andes del norte ha sido perdido como resultado de la tala ilegal, los incendios forestales, la expansión agrícola y la actividad minera (Leo, 1995). En este contexto, el conocimiento insuficiente sobre la composición arbórea en la zona de amortiguamiento del SNTN dificulta una valoración precisa de su biodiversidad y de los riesgos que enfrenta. La realización de este estudio resulta necesaria para documentar el estado actual de la estructura vegetal en un área de elevada vulnerabilidad ecológica (Alanís *et al.*, 2020; Escobedo-Monge *et al.*, 2022). Comprender la composición y diversidad arbórea constituye un paso fundamental para evaluar la resiliencia de estos bosques y su capacidad de respuesta frente a perturbaciones naturales y antrópicas (Macedo, 2015; Mayele & Bongo, 2023).

A partir de esta problemática se plantea la siguiente pregunta de investigación: ¿cuál es la diversidad, composición y estructura arbórea de los bosques de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio - Cajamarca?, para ello se trazó como objetivo general determinar la diversidad, composición y estructura arbórea de los bosques de la zona de amortiguamiento del del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio - Cajamarca. Para ello, y como objetivos específicos: a) identificar taxonómicamente las especies arbóreas presentes en el área de estudio; y b) determinar los índices de diversidad, composición y estructura arbórea que caracterizan estos ecosistemas.

CAPÍTULO I: DISEÑO TEÓRICO

1.1. Antecedentes

La diversidad biológica en ecosistemas montanos y bosques húmedos tropicales presenta patrones heterogéneos como resultado de gradientes ambientales, historia evolutiva y niveles variables de perturbación. Estos patrones se expresan en la composición florística y en el recambio de especies, fenómenos que pueden ser evaluados mediante particiones de diversidad alfa y beta (Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019). Para cuantificar dicha diversidad, se emplean comúnmente índices como Shannon-Wiener, Simpson, Margalef y Fisher, ampliamente utilizados en estudios de vegetación arbórea en ecosistemas neotropicales (Lakićević & Srđević, 2018).

A nivel internacional, la literatura reciente evidencia que la diversidad en zonas de amortiguamiento de áreas protegidas responde a dinámicas complejas. Priatna *et al.*, (2025), en la Reserva de la Biosfera Giam Siak Kecil-Bukit Batu (Indonesia), registraron 52 especies medicinales distribuidas en 27 familias, con mayor riqueza en la zona de amortiguamiento (39 especies) que en la zona núcleo (29 especies), sugiriendo que las áreas periféricas pueden albergar diversidad complementaria vinculada al uso tradicional. En contraste, Dao *et al.*, (2016) documentaron el patrón inverso en la Reserva Natural Ta Xua (Vietnam), donde inventariaron 249 especies arbóreas y encontraron que la zona de amortiguamiento exhibía menor riqueza y diámetros reducidos respecto a la zona núcleo, con depleción evidente de especies maderables (22%) y productos forestales no maderables (48%).

Mayele & Bongo, (2023) reportaron una condición intermedia en el Parque Nacional Nimule (Sudán del Sur), con 31 especies en 834 individuos y valores de Shannon ($H = 2.50$) y Simpson (0.87) considerados moderados, aunque bajo perturbación antrópica continua.

En contextos templados, Graciano-Ávila *et al.*, (2017) evaluaron la composición arbórea en bosques montanos de México, registrando 575 individuos pertenecientes a 312 especies, con un índice de Shannon de 1.74, diversidad moderada comparable a algunos bosques andinos. Del mismo modo, Campo & Duval, (2014) aplicaron índices de Margalef, Menhinick, Simpson y Shannon-Wiener en el Parque Nacional Lihué Calel (Argentina), registrando 33 especies de estratos herbáceos y arbustivos, donde Lamiaceae y Poaceae fueron las familias más representativas.

En el contexto nacional, la diversidad arbórea exhibe gradientes marcados vinculados a la altitud, hidrología y disturbio antrópico. Los bosques andinos presentan riquezas de 27-39 especies e índices de Shannon entre 1.41 y 2.17 (Huamantupa *et al.*, 2017; Peña-Surita, 2014; Serrano, 2019), con dominancia de Podocarpaceae y Lauraceae, mientras que los amazónicos alcanzan 254 especies y $H = 4.039$ (Alvarez-Montalván *et al.*, 2021), caracterizados por codominancia de Moraceae, Fabaceae y Arecaceae. Huamantupa *et al.*, (2017) documentaron esta configuración en el Santuario Nacional Ampay (Apurímac), donde 1920 individuos se concentraban en 35 especies, con *Podocarpus glomeratus* acaparando el mayor valor de importancia.

El gradiente hidrológico también determina ensamblajes diferenciados. Baez & Garate, (2017) demostraron que, en la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata, los bosques de tierra firme superan en diversidad a los inundables ($H = 4.0 - 4.5$ vs. $3.3 - 3.4$), con reemplazos de familias dominantes: Moraceae en tierra firme, Arecaceae en áreas inundables.

Respecto al disturbio antrópico, Macedo, (2015) analizó la regeneración natural sobre suelos de arena blanca en áreas intervenidas de la carretera Iquitos-Nauta, registrando 30 097 individuos pertenecientes a 97 especies, con un índice de Shannon de 2.503, evidenciando que el disturbio reduce más la equitatividad que la riqueza. En contraste, De Rutte & Reynel, (2016) reportaron $H = 3.09$ y Simpson = 0.08 en el bosque montano nublado de Puyu Sacha (Junín), sugiriendo un ensamblaje maduro de pocas especies bien distribuidas.

En lo referido a la región Cajamarca, los estudios locales ofrecen el contexto florístico más relevante para interpretar la zona de amortiguamiento de Tabaconas Namballe. Delgado-Benavides *et al.*, (2019) registraron 25 familias en el Bosque de Protección Pagaibamba (Querocoto), destacando que Lauraceae, representada por solo 5 especies, ocupa el segundo lugar en diversidad y el tercero en abundancia (108 individuos), con distribución en todos los estratos del bosque. En el Bosque La Palma (Chota), Medina, (2013) documentó 27 especies distribuidas en 18 familias, entre las cuales Lauraceae y Cunoniaceae fueron las más representativas.

Peña & Pariente, (2015), estudiando un bosque del sector Chinchiquilla (San Ignacio), registraron 308 individuos pertenecientes a 39 especies, con predominio de Podocarpaceae, Lauraceae y Rubiaceae, confirmando que esta triada define la identidad florística de los bosques montanos cajamarquinos; así mismo, en el bosque relicto Los Lanches (Chota), Burga-Cieza *et al.*, (2020) registraron 30 especies pertenecientes a 23 familias, con valores de Shannon de 2.28 y Simpson de 0.89, indicadores de alta diversidad pese al grado de fragmentación. Los autores sugieren que la matriz de paisaje circundante mantiene conectividad funcional para dispersores, planteando que la resiliencia depende más de la calidad del paisaje que del tamaño del parche.

1.2. Bases teóricas

1.2.1. Bosques montanos tropicales y nublados del norte del Perú

Los bosques montanos tropicales (TMF) se desarrollan en ambientes montañosos húmedos, generalmente por encima de los 1 000-1 200 m s.n.m., donde el gradiente altitudinal interactúa con una topografía compleja y un clima caracterizado por temperaturas más bajas, elevada nubosidad y precipitaciones anuales que suelen superar los 1 000-1 200 mm (Salinas *et al.*, 2021). Esta combinación de factores ambientales estructura una marcada zonación florística y fisonómica, dando lugar a comunidades altamente especializadas y con elevados niveles de endemismo (Aparecido *et al.*, 2018; Salinas *et al.*, 2021).

A lo largo del gradiente altitudinal, la disminución progresiva de la temperatura, la presión atmosférica y la radiación fotosintéticamente activa, junto con el aumento de la humedad relativa, la frecuencia de niebla y, en muchos casos, la precipitación, configura condiciones ambientales contrastantes en distancias relativamente cortas (Aparecido *et al.*, 2018). Estos cambios se reflejan en la estructura de la vegetación, favoreciendo bosques con árboles de menor altura, altas densidades de tallos y copas más compactas, en contraste con los bosques tropicales de tierras bajas (Fahey *et al.*, 2016; Salinas *et al.*, 2021).

Desde el punto de vista climático, los TMF presentan temperaturas medias anuales relativamente bajas para los trópicos (10-18 °C) y una marcada influencia de la nubosidad y la niebla sobre el balance energético e hídrico del ecosistema (Aparecido *et al.*, 2018; Salinas *et al.*, 2021). La niebla actúa simultáneamente como factor limitante de la radiación incidente y como fuente adicional de agua a través de la intercepción en el dosel y la absorción foliar,

procesos clave para el mantenimiento de la vegetación montana (Aparecido *et al.*, 2018; Fahey *et al.*, 2016).

Los suelos asociados a estos bosques suelen ser profundos, permanentemente húmedos y ricos en materia orgánica, aunque pobres en nutrientes disponibles debido a la descomposición lenta bajo condiciones de baja temperatura y saturación hídrica (Aparecido *et al.*, 2018; Salinas *et al.*, 2021). Estas características favorecen altas reservas de carbono edáfico y limitan la productividad aérea, promoviendo estrategias conservativas de uso de nutrientes y elevadas relaciones raíz:fuste (Fahey *et al.*, 2016; Salinas *et al.*, 2021). La topografía modula de manera importante estos patrones, ya que las posiciones bajas del relieve tienden a concentrar nutrientes y presentar mayores tasas de productividad y recambio, mientras que las posiciones altas son más frías, pobres y dominadas por especies con rasgos funcionales conservativos (Baez & Garate, 2017).

Dentro de los TMF, los bosques montanos nublados o Tropical Montane Cloud Forests (TMCF) constituyen un subtipo funcional definido no solo por la altitud (típicamente entre 1 500 y 3 300 m, aunque localmente pueden descender hasta 1 000 m) sino por la inmersión frecuente y persistente en nubes bajas, que aportan una fracción significativa de la precipitación total mediante la denominada lluvia oculta (Leo, 1995; Los *et al.*, 2021). Estos bosques se caracterizan por un conjunto de rasgos estructurales y funcionales asociados a ambientes fríos, húmedos y con limitada radiación, como árboles de menor altura, fustes relativamente gruesos, alta densidad de tallos, hojas pequeñas y coriáceas, abundancia de epífitas y sistemas radicales extensos (Eller *et al.*, 2020; Fahey *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2023).

En el norte del Perú, particularmente en las vertientes andinas y en bosques nublados como Pagaibamba y el Parque Nacional Río Abiseo, los TMCF desempeñan un rol hidrológico fundamental al actuar como sistemas de captación y regulación hídrica. Mediante la interceptación de la niebla y su liberación gradual hacia las cuencas, estos bosques contribuyen a la estabilización de caudales y a la reducción de procesos erosivos en laderas de fuerte pendiente (Escobedo-Monge *et al.*, 2022; Guzmán Q. *et al.*, 2024; Los *et al.*, 2021).

Desde una perspectiva ecológica, los TMCF andinos del Perú presentan niveles excepcionalmente altos de endemidad de flora y fauna, con linajes filogenéticos restringidos a rangos altitudinales estrechos y estrechamente vinculados a microclimas

dominados por la niebla (Mariano *et al.*, 2024; Salinas *et al.*, 2021). Esta alta especialización ecológica los hace particularmente vulnerables a disturbios como la deforestación, el cambio de uso del suelo y el ascenso de la base de nubes asociado al calentamiento climático, procesos que pueden reducir su extensión, facilitar la invasión de especies de tierras bajas y alterar de manera profunda su composición funcional y los servicios ecosistémicos que proveen (Escobedo-Monge *et al.*, 2022; Los *et al.*, 2021; Mata-Guel *et al.*, 2023; Salinas *et al.*, 2021).

1.2.2. Áreas Naturales Protegidas

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) se han consolidado como un instrumento central para la conservación de la biodiversidad, los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos. En la literatura reciente, este rol se interpreta crecientemente desde un enfoque de sistemas socio-ecológicos, en el que la dinámica ecológica no puede desligarse de decisiones institucionales, formas de uso del territorio y prácticas humanas que operan tanto dentro como fuera de los límites formales de protección (Cumming & Allen, 2017; Palomo *et al.*, 2014). Desde esta perspectiva, las ANP cumplen funciones clave como el mantenimiento de ecosistemas funcionales, la provisión de refugios para especies y procesos sensibles a la intensificación del paisaje, y la generación de referentes ecológicos que permiten evaluar los efectos del impacto antrópico (Hummel *et al.*, 2019).

La adopción del enfoque ecosistémico y de servicios ecosistémicos ha ampliado la concepción tradicional de las ANP como santuarios de naturaleza, al incorporar de manera explícita beneficios culturales, recreativos, científicos y vinculados al desarrollo local, así como su articulación en redes y políticas territoriales de mayor escala (Hoffmann, 2022; Hummel *et al.*, 2019; Maxwell *et al.*, 2020). Esta ampliación conceptual emerge, en parte, como respuesta a las limitaciones del modelo de protección estricta o fortress conservation, el cual ha evidenciado problemas recurrentes asociados a la exclusión de comunidades locales, la dificultad para enfrentar presiones externas como el cambio de uso del suelo o las políticas sectoriales, y el manejo de las ANP como unidades aisladas de su matriz socio-ecológica, con implicancias para su efectividad a largo plazo (Hummel *et al.*, 2019; Maxwell *et al.*, 2020; Palomo *et al.*, 2014).

1.2.3. Zonas de amortiguamiento

Las zonas de amortiguamiento se configuran como un componente funcional asociado a las Áreas Naturales Protegidas, orientado a reducir los impactos derivados de los usos del suelo externos sobre el área núcleo y, simultáneamente, a facilitar la articulación entre objetivos de conservación y dinámicas de desarrollo local (Santos, 2020; Vidal-Pastrana *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2022). Desde el punto de vista normativo, esta función se traduce en la definición de espacios con restricciones diferenciadas de uso del suelo y en la aplicación de criterios técnicos para su delimitación, vinculados a la presencia de suelos vulnerables, fragmentos de bosque, fauna y actividades urbanas o de riesgo (Santos, 2020; Vidal-Pastrana *et al.*, 2021).

En términos ecológicos, las zonas de amortiguamiento operan como áreas de transición entre ecosistemas estrictamente protegidos y paisajes productivos, contribuyendo a la atenuación de efectos de borde, al mantenimiento de hábitat complementario y a la provisión de corredores y stepping stones que favorecen la conectividad del paisaje y la dinámica de metapoblaciones (Hoffmann, 2022; Zhang *et al.*, 2021, 2022). En este contexto, su conceptualización se amplía hacia una lectura socio-ecológica, en la que estos espacios integran conservación, medios de vida, turismo de naturaleza y manejo adaptativo con participación comunitaria, superando una visión limitada a franjas de restricción alrededor de las ANP (Palomo *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2022).

En coherencia con esta concepción funcional y socio-ecológica, los enfoques recientes de planificación de zonas de amortiguamiento incorporan criterios multicriterio (relacionados con el uso del suelo, las presiones sociales y la vulnerabilidad biofísica) para la definición de sus anchos y zonificaciones internas, con el propósito de compatibilizar la protección ecológica con condiciones de viabilidad social y económica (Vidal-Pastrana *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021, 2022).

1.2.4. Diversidad biológica

En el ámbito de la biología, la diversidad biológica constituye un concepto multidimensional que abarca niveles genéticos, específicos y de ecosistemas; sin embargo, para fines analíticos y operativos, suele abordarse a través de la diversidad de especies, entendida como la variedad de especies presentes y su importancia relativa en una comunidad. En este marco, la diversidad de especies se adopta como un atributo estructural

fundamental de las comunidades y como un eje relevante para el manejo y la conservación de sistemas forestales (Lakićević & Srđević, 2018; López-Hernández *et al.*, 2017).

La comprensión de la diversidad desde una perspectiva espacial se apoya en la propuesta clásica de Whittaker, que distingue entre diversidad α (diversidad local a escala de rodal o parcela), diversidad γ (diversidad regional) y diversidad β , asociada a la diferenciación entre comunidades y al recambio de especies entre sitios (Moreno *et al.*, 2018). En particular, la diversidad β permite analizar patrones de homogeneización o recambio espacial y temporal, aportando información clave sobre la estructura y dinámica de los conjuntos de comunidades en paisajes forestales (Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019).

Desde una perspectiva complementaria, la diversidad taxonómica se define a partir del número de especies y sus abundancias relativas, mientras que la diversidad funcional incorpora los rasgos funcionales y la variedad de estrategias ecológicas presentes en la comunidad (Chao & Colwell, 2022; Moreno *et al.*, 2018). La evidencia empírica indica que ambas dimensiones no siempre responden de manera concordante frente a cambios ambientales, observándose situaciones de homogeneización taxonómica sin variaciones equivalentes en la diversidad funcional, lo que ha sido interpretado como la pérdida de especies taxonómica o filogenéticamente singulares, pero funcionalmente redundantes (Chao & Colwell, 2022; Freitag-Kramer *et al.*, 2025).

1.2.5. Riqueza, abundancia, equitatividad y dominancia

Desde una perspectiva métrica, la riqueza de especies se define como el número de especies presentes en una comunidad, mientras que la diversidad incorpora, además de la riqueza, la distribución de las abundancias relativas entre especies, comúnmente expresada mediante la equitatividad o evenness (Lakićević & Srđević, 2018; Melo, 2008). En este sentido, riqueza y diversidad representan dimensiones parcialmente independientes de la estructura comunitaria, ya que la riqueza explica solo una fracción de la variación total de la diversidad, mientras que la equitatividad constituye un eje adicional de variación relevante (Wilsey *et al.*, 2005).

La equitatividad refiere al grado de homogeneidad en la abundancia de las especies dentro de una comunidad y se relaciona directamente con los patrones de dominancia.

Comunidades con alta riqueza pueden presentar niveles moderados o bajos de diversidad cuando unas pocas especies concentran una proporción elevada de la abundancia total (López-Hernández *et al.*, 2017; Melo, 2008). Esta distinción resulta particularmente ilustrativa en contextos de bosques intervenidos, donde la dominancia de un número reducido de especies puede reducir la equitatividad y simplificar la estructura y el funcionamiento del ecosistema, incluso en situaciones en las que la riqueza no experimenta descensos marcados. En este marco, diversos estudios coinciden en que la utilización exclusiva de la riqueza como aproximación a la diversidad limita la comprensión de la estructura comunitaria y sus implicancias para la conservación y el manejo (López-Hernández *et al.*, 2017; Melo, 2008; Wilsey *et al.*, 2005).

1.2.6. Índices de diversidad

En el ámbito de los estudios biológicos, la cuantificación de la diversidad se apoya en el uso de distintos índices que integran, en diversa proporción, la riqueza de especies y la distribución de sus abundancias. Estos índices constituyen herramientas analíticas que permiten operacionalizar las dimensiones conceptuales desarrolladas previamente, particularmente la riqueza, la equitatividad y la dominancia.

Entre los índices más utilizados se encuentra el índice de Shannon-Wiener (H), interpretado como una medida de incertidumbre o entropía que combina información sobre el número de especies y la equitatividad en sus abundancias. Su formulación le confiere sensibilidad tanto a especies raras como comunes, lo que ha favorecido su aplicación recurrente en estudios de bosques templados y tropicales (Kumar *et al.*, 2022; Lakićević & Srđević, 2018; López-Hernández *et al.*, 2017). En un marco más amplio, el índice de Shannon puede entenderse como un caso particular dentro de los números de Hill, que integran riqueza, Shannon y Simpson en una familia común de métricas de diversidad (Roswell *et al.*, 2021).

El índice de Simpson (expresado como D, 1-D o 1/D) se basa en la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a especies distintas y asigna mayor peso relativo a las especies dominantes. Esta característica lo hace particularmente informativo para analizar patrones de dominancia y su influencia sobre la estructura y el funcionamiento de las comunidades (Izadi & Keshtkar, 2020; Kumar *et al.*, 2022).

De manera complementaria, los índices de riqueza, como Margalef y Menhinick, ajustan el número de especies observadas en función del tamaño de muestra, proporcionando estimaciones estandarizadas de la riqueza. Estos índices se emplean con frecuencia en inventarios forestales y evaluaciones posteriores a perturbaciones, especialmente cuando se requiere comparar la riqueza entre sitios con distintos esfuerzos de muestreo (Izadi & Keshtkar, 2020; Kumar *et al.*, 2022; López-Hernández *et al.*, 2017; Saucedo *et al.*, 2023).

La literatura especializada señala que los distintos índices de diversidad ponderan de manera diferencial la riqueza y la distribución de abundancias, y que su comportamiento puede variar según el contexto ecológico y el objetivo analítico. En este sentido, la selección de índices debe entenderse como una decisión conceptual coherente con el énfasis del estudio (sensibilidad a especies raras o dominantes, y comparaciones temporales o espaciales) más que como la aplicación indistinta de métricas disponibles (Izadi & Keshtkar, 2020; Kitikidou *et al.*, 2024; Lakićević & Srđević, 2018; Mulya *et al.*, 2021).

1.2.7. Composición arbórea y estructura del bosque

La composición florística constituye una dimensión fundamental para caracterizar los bosques, al describir los taxones que los conforman (especies, géneros y familias) y sus proporciones relativas. En bosques tropicales y subtropicales, esta composición suele organizarse en torno a conjuntos dominados por un número reducido de familias, lo que se traduce en patrones fisonómicos y funcionales recurrentes; tales configuraciones han sido documentadas, por ejemplo, en bosques neotropicales donde determinadas familias adquieren un peso estructural dominante (Alanís *et al.*, 2020; Mereles *et al.*, 2020).

La estructura del bosque se relaciona estrechamente con los patrones de dominancia, los cuales se evalúan comúnmente mediante métricas como el área basal y la frecuencia. A través de estas variables, se expresa cómo un número limitado de especies concentra una proporción sustancial de la biomasa y contribuye a definir tipos de bosque con rasgos fisonómicos diferenciados, tanto en formaciones dominadas por coníferas como por latifoliadas o leguminosas, según el contexto ecológico (Alanís *et al.*, 2020; Alfaro-Reyna *et al.*, 2022; Siles *et al.*, 2017).

En este marco, el concepto de especies indicadoras o ecológicamente importantes se articula mediante índices integradores como el Índice de Valor de Importancia (IVI), que

combina información sobre abundancia, dominancia y frecuencia. Las especies que alcanzan valores elevados de IVI se consideran representativas para la caracterización de tipos de bosque, gradientes altitudinales o estados sucesionales, reflejando de manera sintética la interacción entre composición y estructura en distintos contextos forestales (Aguirre *et al.*, 2017; Alanís *et al.*, 2020; Graciano-Ávila *et al.*, 2018; Huamantupa *et al.*, 2017).

1.2.8. Estructura horizontal

La estructura horizontal se refiere a la organización espacial de los individuos y especies en el plano horizontal del bosque, es decir, a cómo se distribuyen y ocupan el espacio en planta. Esta dimensión estructural se caracteriza a partir de métricas que capturan distintos aspectos de dicha organización.

La abundancia relativa expresa la proporción de individuos de cada especie respecto al total del rodal, permitiendo identificar patrones de dominancia numérica dentro de la comunidad (Alanís *et al.*, 2020). De manera complementaria, la densidad, usualmente expresada como número de individuos por hectárea, describe el grado de ocupación del espacio y facilita la comparación entre formaciones forestales con configuraciones contrastantes, como bosques secos dominados por pocas especies densas frente a bosques montanos más diversos, pero menos densamente poblados (Charcape-Ravelo *et al.*, 2023; Graciano-Ávila *et al.*, 2018). Así mismo, la dominancia, comúnmente estimada a partir del área basal, sintetiza el espacio efectivamente ocupado por las especies y su peso estructural relativo dentro del rodal, funcionando como un indicador del control espacial ejercido por los componentes dominantes del bosque (Alanís *et al.*, 2020).

1.2.9. Estructura vertical y estratificación

La estructura vertical describe la organización del bosque en el eje de la altura, expresada en la disposición de los individuos a lo largo del perfil vertical y en la diferenciación de estratos o clases de altura. Estos estratos pueden definirse tanto en términos funcionales (dominante, codominante, suprimido) como fisonómicos (arbóreo, arbustivo, herbáceo), y constituyen una dimensión central de la heterogeneidad estructural del bosque (Alanís *et al.*, 2020; Holguín-Estrada *et al.*, 2021). En distintos tipos de bosques tropicales y subtropicales, incluidos bosques montanos, de galería y secos, se reconocen con frecuencia varios estratos o subestratos, caracterizados por una mayor concentración de individuos en

las capas inferiores y un número reducido de árboles emergentes (Aguirre *et al.*, 2017; Moscol *et al.*, 2022; Ojeda *et al.*, 2018).

La estratificación vertical representa una forma de partición del espacio que incrementa la heterogeneidad del ambiente forestal, asociándose con una mayor diversidad de condiciones lumínicas, térmicas y de disponibilidad de recursos, así como con una distribución más compleja de la biomasa y la regeneración entre capas (Martínez-Meléndez *et al.*, 2007). Desde una perspectiva estructural, esta heterogeneidad en altura puede sintetizarse mediante índices específicos, como el índice de Pretzsch, que cuantifica la diversidad vertical y la relaciona con el grado de complejidad estructural y el potencial de biodiversidad del bosque (Alanís *et al.*, 2020)

1.3. Bases conceptuales (Operacionalización o categorización de variables)

Definición de términos

Bosque montano

Ecosistema neotropical que se desarrolla en zonas montañosas, generalmente por encima de los 800 m s. n. m., caracterizado por alta humedad, presencia frecuente de neblina y gran diversidad biológica. Presenta árboles de menor altura a mayor altitud, abundancia de epífitas y alto endemismo, y cumple funciones clave como la regulación hídrica y el almacenamiento de carbono. (Leo, 1995; Los *et al.*, 2021; Fahey *et al.*, 2016; Medina, 2013).

Diversidad alfa (α)

La diversidad alfa es la diversidad de especies presente dentro de una comunidad o hábitat local considerado homogéneo. Representa el número de especies que se encuentran en una unidad de muestreo específica y permite describir la composición biológica de un sitio determinado (Baselga & Gómez-Rodríguez, 2019; Alanís *et al.*, 2020; Macedo, 2015).

Índice de diversidad

Un índice de diversidad es una medida matemática que resume la biodiversidad de una comunidad al combinar el número de especies presentes y la distribución de los individuos entre ellas. Se utiliza para comparar la diversidad entre distintos sitios o momentos en el tiempo mediante un solo valor numérico (Melo, 2008; Campo & Duval, 2014).

Muestra

Una muestra es un subconjunto representativo de una población o comunidad que se selecciona para realizar mediciones y observaciones. En estudios biológicos, puede consistir en parcelas, transectos o especímenes recolectados, a partir de los cuales se estiman las características del bosque en su conjunto (Campo & Duval, 2014; Peña-Surita, 2014; Macedo, 2015; Medina, 2013).

Muestreo

El muestreo es el proceso planificado mediante el cual se seleccionan unidades de estudio de una población para obtener información sobre su composición y estructura. Este proceso define el método de selección, el tamaño de las unidades y las variables a medir para asegurar resultados confiables. (Alanís *et al.*, 2020).

Diversidad biológica

La diversidad biológica es la variabilidad de organismos vivos y de los ecosistemas que estos conforman. Incluye la diversidad genética, de especies y de ecosistemas, y es un indicador fundamental del estado de conservación y funcionamiento de los bosques (López-Hernández *et al.*, 2017; Lakićević & Srđević, 2018; Charcape-Ravelo *et al.*, 2023).

DAP (Diámetro a la Altura del Pecho)

El diámetro a la altura del pecho (DAP) es la medida del diámetro del tronco de un árbol tomada a 1.30 m sobre el nivel del suelo. Es una variable básica en inventarios forestales y se utiliza para estimar parámetros como área basal, volumen y biomasa (Charcape-Ravelo *et al.*, 2023; Alanís *et al.*, 2020).

Estructura del bosque

La estructura del bosque se refiere a la forma en que los árboles se organizan en el espacio, considerando su número, tamaño y distribución. Se analiza a través de la estructura horizontal, relacionada con la abundancia y dominancia de las especies, y la estructura vertical, asociada a la distribución de los árboles en diferentes estratos de altura (Holguín-Estrada *et al.*, 2021; Charcape-Ravelo *et al.*, 2023).

2. Operacionalización de las variables:

- **Variable independiente:**

Zona de Amortiguamiento

- **Variable dependiente:**

Diversidad, composición y estructura Arbórea

Operacionalización de variables en el **Anexo 1**

CAPÍTULO II: DISEÑO METODOLÓGICO

2.1 Diseño de contrastación de hipótesis/ Procedimiento en la investigación

La investigación realizada en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, se desarrolló empleando un diseño no experimental, de corte transversal y de campo, ya que las variables de interés fueron analizadas en su estado natural y los datos se obtuvieron a partir de muestreos y mediciones directas realizadas en un único momento temporal (Supo, 2024)

2.2 Población y muestra

La población de estudio se delimitó como el conjunto de especies arbóreas presentes en los bosques del sector cerro Chichilapa, ubicado en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, en la región Cajamarca. Esta delimitación incluyó a todos los individuos arbóreos registrados en el área, abarcando distintos estados sucesionales, en coherencia con el objetivo de analizar y comparar la diversidad, composición y estructura del bosque bajo diferentes niveles de intervención.

La muestra estuvo conformada por siete parcelas de 50 m × 20 m, distribuidas estratégicamente en dos tipos de cobertura forestal. Cuatro parcelas se establecieron en bosque primario y tres en bosque secundario, lo que permitió capturar la variabilidad florística y estructural asociada a las condiciones contrastantes.

2.3 Procedimiento a seguir en la investigación

a) Establecimiento de parcelas y evaluación

Siguiendo el enfoque propuesto por Whittaker para estudios de vegetación, establecimos parcelas rectangulares de 50 m × 20 m (0,1 ha), las mismas que fueron distribuidas en el área de estudio considerando dos tipos de cobertura forestal: bosque primario y bosque secundario.

En cada parcela registramos todos los individuos arbóreos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 10 cm, medido a 1,30 m sobre el nivel del suelo (Alanís *et al.*, 2020). Para cada individuo consideramos las siguientes variables: diámetro a la altura del pecho, altura total del árbol, número de individuos por especie, así como información

taxonómica correspondiente a especie, género y familia (Alanís *et al.*, 2020; Mostacedo & Fredericksen, 2000). (Figura 1)

Figuras 1 Evaluación de parcelas; diámetro a la altura del pecho (a), altura total (b), conteo de número de individuos por especie (c) y acondicionamiento para determinación taxonómica (d)



Cada parcela fue georreferenciada mediante un receptor GPS, y se estableció una distancia mínima de 500 m entre parcelas con la finalidad de reducir la autocorrelación espacial y asegurar la independencia muestral. En total, instalamos 7 parcelas, de las cuales cuatro correspondieron a bosque primario y tres a bosque secundario, lo cual, permitió compara de la diversidad, composición florística y estructura del bosque entre ambos tipos de bosque (Figura 2 y Tabla 1)

Figuras 2

Ubicación de las zonas de muestreo en la zona de amortiguamiento del SNTN.

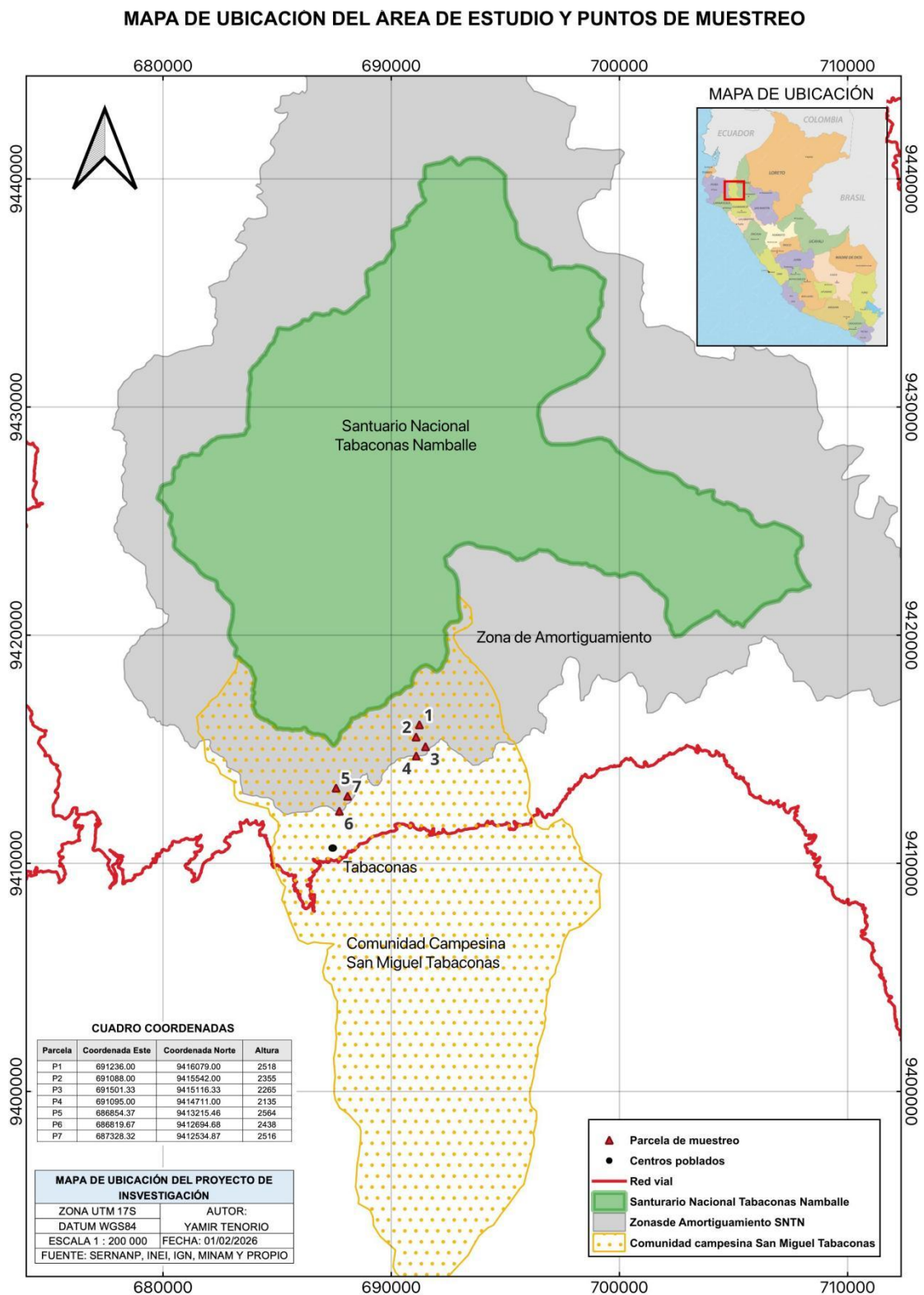


Tabla 1. Zonas de muestreo en la zona de amortiguamiento del SNTN

Datos Georreferenciales de la Zona De Muestreo			
Puntos	Zona	Este	Norte
P1	17 M	691236.00	9416079.00
P2	17 M	691088.00	9415542.00
P3	17 M	691501.33	9415116.33
P4	17 M	691095.00	9414711.00
P5	17 M	686854.37	9413215.46
P6	17 M	686819.67	9412694.68
P7	17 M	687328.32	9412534.87

b) Material biológico y técnicas de identificación

El material biológico estuvo constituido por las especies arbóreas registradas en campo. Para la identificación taxonómica, colectamos ramas en estado reproductivo (con flores, inflorescencias, frutos o infrutescencias), cuando fue posible, a razón de una muestra por espécimen. Las muestras fueron herborizadas siguiendo técnicas estándar, y posteriormente utilizadas para la determinación taxonómica mediante comparación con claves botánicas, literatura especializada y material de referencia (Figura 3).

Las muestras colectadas fueron depositadas en los siguientes herbarios:

- Herbario Pedro Ruiz Gallo (AUT-ICND-2023-002), Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo (UNPRG), Lambayeque;
- Herbarium Trixilliense (AUT-ICND-2021-003)
- Herbario Isidoro Sánchez Vega “ISV” (AUT-ICND-2023-004), de la Universidad Nacional de Jaén, perteneciente a la Escuela Profesional de Ingeniería Forestal y Ambiental de la Facultad de Ingeniería.

Figuras 3

Muestras herborizadas para depósito en los herbarios, *Solanum* sp (a), *Oreopanax microflorous* (b), *Ilex karstenii* (c), *Guarea kunthiana* (d), *Critoniopsis jelskii* (e) y *Baccharis* sp (f).



Procesamiento y análisis de datos en gabinete

Concluido el trabajo de campo, la información recolectada fue sistematizada y analizada en gabinete con el propósito de caracterizar la diversidad, composición florística y estructura del bosque en las parcelas evaluadas. Los datos fueron organizados en matrices de especies por parcelas y procesados mediante hojas de cálculo y software estadístico especializado para análisis ecológicos.

a) Análisis de la diversidad

La diversidad arbórea fue evaluada a partir de la riqueza de especies y de índices de diversidad, los cuales permiten integrar información sobre abundancia y distribución de los individuos (Alanís *et al.*, 2020). En particular, calculamos los siguientes parámetros:

Riqueza de especies (S): Corresponidió al número total de especies arbóreas registradas en cada parcela y tipo de bosque (Alanís *et al.*, 2020).

$$I = \frac{S - 1}{\ln N}$$

donde I es el índice de Margalef, S el número de especies, $\ln$ el logaritmo natural y N el número total de individuos.

Índice de Shannon-Wiener (H'): Este índice fue utilizado para estimar la diversidad considerando tanto la riqueza como la equitatividad de las especies, y se calculó mediante la expresión:

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i * \ln (P_i)$$

donde P_i representa la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos registrados en la parcela.

Índice de Simpson (D): Se empleó para evaluar la dominancia de especies dentro de la comunidad, calculado como:

$$H' = \sum_{i=1}^s P_i^2$$

donde valores más bajos indicaron mayor diversidad y menor dominancia de pocas especies. así mismo, Para una mejor interpretación empleamos el complemento de Simpson: 1-D (Alanís *et al.*, 2020).

b) Análisis de la composición florística

La composición florística fue caracterizada a partir de variables taxonómicas básicas, que permiten describir la identidad biológica del bosque (Alvarez-Montalván *et al.*, 2021). Para cada parcela y tipo de bosque se determinó:

- Número de especies
- Número de géneros
- Número de familias

Además, identificábamos las especies dominantes, definida a partir de su mayor abundancia y contribución estructural dentro del conjunto arbóreo.

c) Análisis de la estructura del bosque

La estructura del bosque fue analizada en sus componentes horizontal y vertical, a partir de variables dasométricas obtenidas en campo (Mostacedo & Fredericksen, 2000).

Estructura horizontal: fue evaluada mediante el análisis del área basal y la distribución diamétrica de los individuos arbóreos (Mostacedo & Fredericksen, 2000).

Área basal (AB): Para cada árbol, el área basal se calculó utilizando la fórmula:

$$AB = \frac{\pi * DAP^2}{4}$$

donde el DAP se expresó en metros. El área basal total por parcela se obtuvo como la suma de las áreas basales individuales, constituyendo un indicador del grado de ocupación del espacio y dominancia estructural.

Clases diamétricas: Los individuos fueron agrupados en **clases de diámetro**, lo que permitió analizar la distribución de tamaños y evaluar la estructura poblacional del bosque.

Estructura vertical: se analizó a partir de la altura total de los individuos y su estratificación dentro del bosque (Alanís *et al.*, 2020; Mostacedo & Fredericksen, 2000).

Altura total: Se utilizó para describir la variación en el porte de los árboles y su contribución al perfil vertical del bosque (Mostacedo & Fredericksen, 2000).

Estratos de altura: Los individuos fueron clasificados en **estratos verticales** (inferior, medio y superior), de acuerdo con su altura relativa, permitiendo evaluar la distribución de individuos por estrato y la complejidad vertical del bosque (Mostacedo & Fredericksen, 2000). En pelamos el índice de Pretzsch.

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z P_{ij} * Ln P_{ij}$$

Donde S es número de especies presentes, Z el número de estratos de altura, p_{ij} el porcentaje de especies en cada zona (Alanís *et al.*, 2020)

2.4 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

Técnicas:

De acuerdo con el enfoque metodológico propuesto por Supo, (2024), la técnica de recolección de datos utilizada fue la observación científica, entendida como el procedimiento sistemático y controlado de percepción directa de los fenómenos en su contexto natural, sin intervención del investigador sobre las variables.

En la presente investigación, aplicamos la observación bajo la modalidad de observación directa, estructurada y no participante, orientada al registro de las características florísticas, estructurales y dasométricas de los individuos arbóreos presentes en las parcelas de muestreo. Esta técnica permitió obtener datos primarios confiables sobre la diversidad, composición florística y estructura del bosque, en condiciones reales del ecosistema evaluado.

Instrumentos de recolección

Siguiendo el criterio de Supo, (2024), el instrumento es el soporte físico o lógico que permite operacionalizar la técnica, por lo que utilizamos como instrumento principal una ficha de observación estructurada.

La ficha de observación fue diseñada en función de las variables y dimensiones del estudio, e incluyó indicadores previamente definidos para el registro sistemático de información en campo, tales como: identificación taxonómica (especie, género y familia), número de individuos por especie, diámetro a la altura del pecho y altura total del árbol

Como instrumentos auxiliares para la medición de las variables empleamos una cinta diamétrica para la medición del DAP, un hipsómetro para la estimación de la altura total, un receptor GPS para la georreferenciación de las parcelas y material botánico para la colecta de especímenes destinados a la identificación taxonómica en gabinete.

CAPÍTULO III: RESULTADOS

3.1. Composición florística de los bosques evaluados

Se registró un total de 106 especies arbóreas, distribuidas en 69 géneros y 41 familias botánicas en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe (Tabla 2). La lista florística evidencia una alta riqueza taxonómica, característica de los bosques montanos andinos, con representación de familias típicas como Asteraceae, Lauraceae, Melastomataceae y Rubiaceae (Ver anexo 2. Tabla completa).

Tabla 2. Lista florística de especies arbóreas registradas en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio – Cajamarca.

Familia	Género	Especie
Actinidaceae	<i>Saurauia</i>	<i>Saurauia peruviana</i>
Actinidaceae	<i>Saurauia</i>	<i>Saurauia prainiana</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i>	<i>Ilex karstenii</i>
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i>	<i>Ilex sp.</i>
Araliaceae	<i>Dendropanax</i>	<i>Dendropanax arboreus</i>
Araliaceae	<i>Oreopanax</i>	<i>Oreopanax microflorus</i>
Araliaceae	<i>Schefflera</i>	<i>Schefflera sp.</i>
Arecaceae	<i>Ceroxylon</i>	<i>Ceroxylon vogelianum</i>
Asteraceae	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis brachylaenoides</i>
Asteraceae	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis sp.</i>
Asteraceae	<i>Barnadesia</i>	<i>Barnadesia parviflora</i>
Asteraceae	<i>Critoniopsis</i>	<i>Critoniopsis jelskii</i>
Asteraceae	<i>Critoniopsis</i>	<i>Critoniopsis pycnantha</i>
Asteraceae	<i>Gynoxys</i>	<i>Gynoxys sp</i>
Asteraceae	<i>Verbesina</i>	<i>Verbesina jelskii</i>
Asteraceae	<i>Vernonia</i>	<i>Critoniopsis pycnantha</i>
Brunelliaceae	<i>Brunellia</i>	<i>Brunellia acostae</i>
Brunelliaceae	<i>Brunellia</i>	<i>Brunellia ovalifolia</i>
Brunelliaceae	<i>Brunellia</i>	<i>Brunellia sibundoya</i>
Brunelliaceae	<i>Turpinia</i>	<i>Turpinia occidentalis</i>
Cecropiaceae	<i>Cecropia</i>	<i>Cecropia andina</i>
Celastraceae	<i>Maytenus</i>	<i>Maytenus retusa</i>
Celastraceae	<i>Maytenus</i>	<i>Maytenus verticillata</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum anisodorum</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum dombeyanum</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum racemosum</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum scabrum</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum sprucei</i>
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum</i>	<i>Hedyosmum translucidum</i>

Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>Clethra cuneata</i>
Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>Clethra peruviana</i>
Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>Clethra revoluta</i>
Clusiaceae	<i>Chrysochlamys</i>	<i>Chrysochlamys</i> sp.
Clusiaceae	<i>Clusia</i>	<i>Clusia ducu</i>
Clusiaceae	<i>Clusia</i>	<i>Clusia elliptica</i>
Clusiaceae	<i>Clusia</i>	<i>Clusia multiflora</i>
Clusiaceae	<i>Clusia</i>	<i>Clusia pseudomangle</i>
Clusiaceae	<i>Tovomita</i>	<i>Tovomita</i> sp.
Columellia	<i>Columellia</i>	<i>Columellia oblonga</i>
Cordiaceae	<i>Cordia</i>	<i>Cordia</i> sp.
Cunoniaceae	<i>Weinmannia</i>	<i>Weinmannia dzieduszyckii</i>
Cunoniaceae	<i>Weinmannia</i>	<i>Weinmannia lentiscifolia</i>
Cunoniaceae	<i>Weinmannia</i>	<i>Weinmannia pentaphylla</i>
Cyatheaceae	<i>Alsophila</i>	<i>Alsophila cuspidata</i>
Cyatheaceae	<i>Alsophila</i>	<i>Alsophila</i> sp.
Cyatheaceae	<i>Cyathea</i>	<i>Cyathea lechleri</i>
Cyatheaceae	<i>Cyathea</i>	<i>Cyathea oscaroanum</i>
Ericaceae	<i>Bejaria</i>	<i>Bejaria mathewsii</i>
Escalloniaceae	<i>Escallonia</i>	<i>Escallonia myrtiloides</i>
Escalloniaceae	<i>Escallonia</i>	<i>Escallonia paniculata</i>
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i>	<i>Alchornea glandulosa</i>
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i>	<i>Alchornea grandiflora</i>
Euphorbiaceae	<i>Croton</i>	<i>Croton rimbachii</i>
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia</i>	<i>Euphorbia laurifolia</i>
Euphorbiaceae	<i>Hieronyma</i>	<i>Hieronyma oblonga</i>
Fabaceae	<i>Senna</i>	<i>Senna obliqua</i>
Hypericaceae	<i>Vismia</i>	<i>Vismia baccifera</i>
Hypericaceae	<i>Vismia</i>	<i>Vismia pozuzoensis</i>
Lauraceae	<i>Nectandra</i>	<i>Nectandra reticulata</i>
Lauraceae	<i>Nectandra</i>	<i>Nectandra sordida</i>
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea benthamiana</i>
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp1
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp2
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp3
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp4
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp5
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp6
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea</i> sp7
Lauraceae	<i>Persea</i>	<i>Ocotea</i> sp1
Loranthaceae	<i>Gaiadendron</i>	<i>Gaiadendron punctatum</i>
Malpighiaceae	<i>Bunchosia</i>	<i>Bunchosia lindeniana</i>
Melastomataceae	<i>Axinaea</i>	<i>Axinaea lanceolata</i>
Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia floribunda</i>
Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia media</i>

Melastomataceae	<i>Miconia</i>	<i>Miconia ternatifolia</i>
Melastomataceae	<i>Tibouchina</i>	<i>Tibouchina lepidota</i>
Meliaceae	<i>Guarea</i>	<i>Guarea kunthiana</i>
Meliaceae	<i>Ruagea</i>	<i>Ruagea microphylla</i>
Meliaceae	<i>Trichilia</i>	<i>Trichilia sp</i>
Myricaceae	<i>Morella</i>	<i>Morella pubescens</i>
Myrtaceae	<i>Calyptranthes</i>	<i>Calyptranthes sp.</i>
Myrtaceae	<i>Psidium</i>	<i>Psidium pedicellatum</i>
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma</i>	<i>Hieronyma asperifolia</i>
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma</i>	<i>Hieronyma sp</i>
Podocarpaceae	<i>Podocarpus</i>	<i>Podocarpus macrostachys</i>
Primulaceae	<i>Cybianthus</i>	<i>Cybianthus cuatrecasasii</i>
Primulaceae	<i>Freziera</i>	<i>Freziera verrucosa</i>
Primulaceae	<i>Geissanthus</i>	<i>Geissanthus ecuadorensis</i>
Primulaceae	<i>Geissanthus</i>	<i>Geissanthus myrianthus</i>
Primulaceae	<i>Myrsine</i>	<i>Myrsine coriacea</i>
Proteaceae	<i>Oreocallis</i>	<i>Oreocallis grandiflora</i>
Rhamnaceae	<i>Rhamnus</i>	<i>Rhamnus sphaerosperma</i>
Rosaceae	<i>Hesperomeles</i>	<i>Hesperomeles obtusifolia</i>
Rubiaceae	<i>Elaeagia</i>	<i>Elaeagia mariae</i>
Rubiaceae	<i>Faramea</i>	<i>Faramea flavicans</i>
Rubiaceae	<i>Ladenbergia</i>	<i>Ladenbergia sp</i>
Rubiaceae	<i>Palicourea</i>	<i>Palicourea sp.</i>
Rubiaceae	<i>Palicourea</i>	<i>Palicourea virgata</i>
Sabiaceae	<i>Meliosma</i>	<i>Meliosma caballeroensis</i>
Sabiaceae	<i>Meliosma</i>	<i>Meliosma schlimii</i>
Salicaceae	<i>Abatia</i>	<i>Abatia parviflora</i>
Sapindaceae	<i>Cupania</i>	<i>Cupania cinerea</i>
Siparunaceae	<i>Siparuna</i>	<i>Siparuna aspera</i>
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum pseudosycophanta</i>
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum sp.</i>
Symplocaceae	<i>Casearia</i>	<i>Casearia sp.</i>
Symplocaceae	<i>Symplocos</i>	<i>Symplocos fuscate</i>
Urticaceae	<i>Boehmeria</i>	<i>Boehmeria caudata</i>
41	69	106

La riqueza taxonómica varió entre los tipos de bosque evaluados (Tabla 3). En el bosque primario fueron registradas 29 familias con 45 géneros y 62 especies arbóreas en tanto que el bosque secundario presentó 33 familias con 45 géneros y 57 especies.

Tabla 3. Riqueza taxonómica de la vegetación arbórea según tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio – Cajamarca

Tipo de bosque	Familia	Genero	Especie
Bosque primario	29	45	62
Bosque secundario	33	45	57

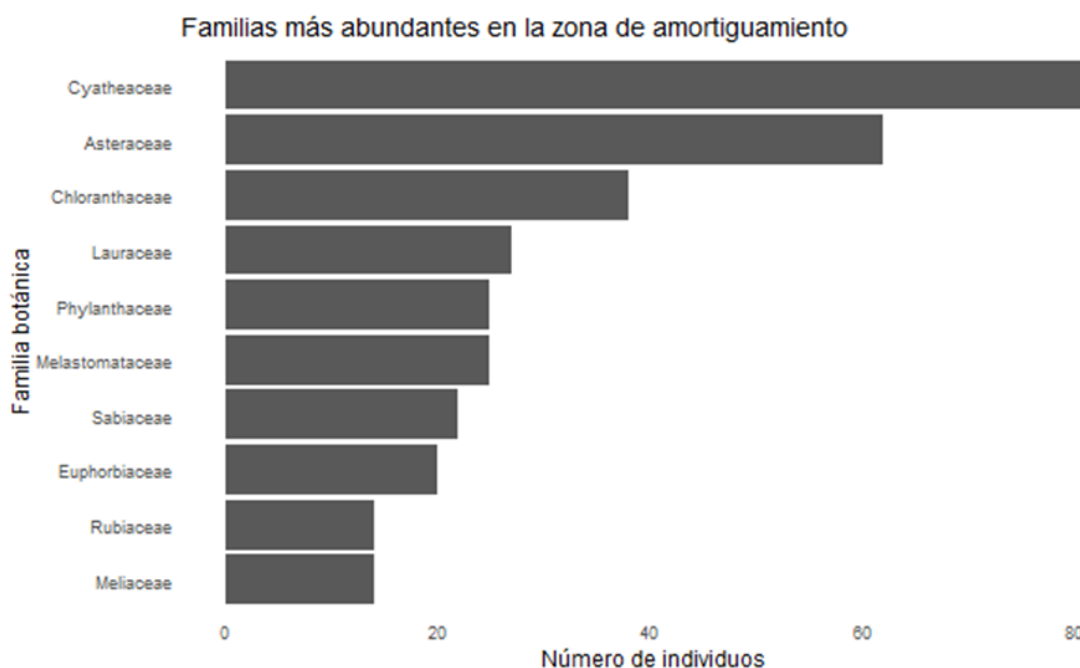
La abundancia de especies mostró diferencias entre los tipos de bosque evaluados (Tabla 4 y Figura 4). En el bosque primario, la especie más abundante fue *Cyathea lechleri*, con 61 individuos registrados, seguida por *Critoniopsis jelskii*, *Hieronyma* sp., *Critoniopsis pycnantha* y *Meliosma schlimii*. En el bosque secundario, la mayor abundancia correspondió a *Critoniopsis jelskii*, con 15 individuos, seguida por *Hedyosmum dombeyanum*, *Morella pubescens*, *Alsophila cuspidata* y *Hedyosmum translucidum*.

Tabla 4. Especies arbóreas más abundantes en los bosques primario y secundario de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, San Ignacio - Cajamarca.

Tipo de bosque	Especie	Número de individuos
Bosque primario	<i>Cyathea lechleri</i>	61
	<i>Critoniopsis jelskii</i>	25
	<i>Hieronyma</i> sp.	15
	<i>Critoniopsis pycnantha</i>	14
	<i>Meliosma schlimii</i>	13
Bosque secundario	<i>Critoniopsis jelskii</i>	15
	<i>Hedyosmum dombeyanum</i>	11
	<i>Morella pubescens</i>	9
	<i>Alsophila cuspidata</i>	8
	<i>Hedyosmum translucidum</i>	8

Figuras 4

Abundancia de especies en las familias vegetales presentes en la zona de amortiguamiento de SNTN.



3.2. Diversidad arbórea

La diversidad arbórea registrada en las parcelas se presenta en la Tabla 5. La riqueza de especies por parcela varió entre 18 y 27 especies, tanto en bosques primarios como secundarios. Los valores del índice de Shannon (H') oscilaron entre 2.48 y 3.04, mientras que el índice de Simpson (D) presentó valores elevados, comprendidos entre 0.86 y 0.95.

En los bosques primarios, la riqueza específica fluctuó entre 18 y 27 especies por parcela, con valores de Shannon-Wiener relativamente homogéneos, comprendidos entre 2.55 y 2.65. Por su parte, los bosques secundarios mostraron una riqueza entre 21 y 26 especies, y una mayor variabilidad en los valores de Shannon-Wiener, alcanzando un máximo de 3.04 en una de las parcelas evaluadas.

Los valores del índice de Simpson en ambos tipos de bosque fueron cercanos a la unidad, lo que indica una baja dominancia de pocas especies y una distribución relativamente equitativa de los individuos entre las especies registradas en cada parcela.

Tabla 5. *Índices de diversidad arbórea por parcela y tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del SNTN*

Parcela	Tipo de bosque	Riqueza (S)	Shannon-W. (H')	Simpson (D)
1	Bosque primario	21	2.65	0.90
2	Bosque primario	27	2.61	0.86
3	Bosque primario	18	2.55	0.90
4	Bosque primario	21	2.61	0.89
5	Bosque secundario	26	2.94	0.93
6	Bosque secundario	21	2.48	0.86
7	Bosque secundario	21	3.04	0.95

Por otra parte, el bosque primario registró una riqueza promedio de 21.75 especies por parcela, con un valor medio del índice de Shannon-Wiener de 2.60 y un índice de Simpson de 0.89. En contraste, en el bosque secundario, la riqueza promedio fue de 22.67 especies, mientras que el índice de Shannon-Wiener alcanzó un valor medio de 2.82 y el índice de Simpson 0.91. En ambos tipos de bosque, los valores de Shannon-Wiener fueron superiores a 2.5 y los índices de Simpson se mantuvieron cercanos a la unidad, reflejando una distribución relativamente equitativa de los individuos entre las especies registradas (Tabla 6).

Tabla 6. *Promedios de los índices de diversidad arbórea por tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del SNTN*

Tipo de bosque	Riqueza media (S)	Shannon-W. media (H)	Simpson media (D)
Bosque primario	21.75	2.60	0.89
Bosque secundario	22.67	2.82	0.91

3.3. Estructura del bosque

Estructura horizontal

Considerando el conjunto de parcelas evaluadas, el área basal total registrada en los bosques de la zona de amortiguamiento fue de 145.11 m²/ha. En los bosques primarios, el área basal por parcela osciló entre 18.44 y 32.85 m²/ha, destacando la parcela 3 con el mayor valor registrado (32.85 m²/ha). Por su parte, los bosques secundarios presentaron valores menores,

con áreas basales comprendidas entre 6.61 y 22.32 m²/ha, siendo la parcela 7 la que mostró la menor área basal (6.61 m²/ha) (Tabla 7).

Tabla 7. *Área basal por parcela y tipo de bosque en la zona de amortiguamiento del SNTN*

Parcela	Tipo de bosque	Área basal (m ² /parcela)	Área basal (m ² /ha)
1	Bosque primario	1.8443	18.44
2	Bosque primario	2.6926	26.93
3	Bosque primario	3.2851	32.85
4	Bosque primario	2.6274	26.27
5	Bosque secundario	2.2322	22.32
6	Bosque secundario	1.1686	11.69
7	Bosque secundario	0.6610	6.61
Total		14.5113	145.11

La distribución de individuos por clases diamétricas mostró una marcada concentración en los intervalos inferiores (10-20 cm) tanto en el bosque primario como en el bosque secundario. En el bosque primario se registraron individuos en todas las clases diamétricas evaluadas, alcanzando hasta la clase > 60 cm, mientras que en el bosque secundario la distribución se restringió principalmente a las clases inferiores, sin presencia significativa de individuos en las clases de mayor diámetro (Tabla 8).

Tabla 8. *Distribución de individuos por clases diamétricas y tipo de bosque*

Tipo de bosque	10 a 20	20 a 30	30 a 40	40 a 50	50 a 60	>60	Total
B. primario	210	78	22	5	2	1	318
B. secundario	102	21	9	3	1		136
Total general	312	99	31	8	3	1	454

La distribución del área basal por clases diamétricas mostró diferencias entre los tipos de bosque evaluados. En el bosque primario, los mayores valores de área basal se registraron en las clases de 10-20 cm y 20-30 cm, con una disminución progresiva hacia las clases diamétricas superiores, alcanzando valores menores en la clase > 60 cm. En el bosque secundario, el área basal se concentró principalmente en las clases inferiores, sin registros en las clases diamétricas

más altas, evidenciando una menor contribución estructural en comparación con el bosque primario (Tabla 9 y Figura 5).

Tabla 9. Distribución del área basal por clases diamétricas según tipo de bosque

Tipo de bosque	10 a 20	20 a 30	30 a 40	40 a 50	50 a 60	>60	Total
B. primario	33.80	35.90	19.30	7.87	4.76	2.86	104.49
B. secundario	15.10	9.65	8.71	4.60	2.59		40.65
Total general	48.900	45.550	28.010	12.470	7.350	2.860	145.140

El análisis del Índice de Valor de Importancia (IVI) permitió identificar las especies con mayor relevancia estructural en los bosques evaluados. En el bosque primario, *Cyathea lechleri* presentó el mayor IVI (36.5), destacando por sus altos valores de abundancia relativa, dominancia relativa y frecuencia, seguida por *Critoniopsis jelskii* (20.5) y *Hieronyma sp.* (15.6). En el bosque secundario, la especie con mayor IVI fue *Hedyosmum translucidum* (23.6), seguida por *Critoniopsis jelskii* (20.3) y *Hedyosmum dombeyanum* (19.2). En este tipo de bosque, los valores de IVI se distribuyeron de manera más homogénea entre las especies dominantes, sin una marcada supremacía de una sola especie (Tabla 10).

Tabla 10. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies arbóreas por tipo de bosque

T. de bosque	Especie	A. Rel	F. Rel	D. Rel	IVI
B. primario	<i>Cyathea lechleri</i>	19.18	4.60	12.70	12.16
B. primario	<i>Critoniopsis jelskii</i>	7.86	3.45	9.20	6.84
B. primario	<i>Hieronyma sp</i>	4.72	2.30	8.63	5.21
B. primario	<i>Critoniopsis pycnantha</i>	4.40	3.45	6.12	4.66
B. primario	<i>Meliosma schlimii</i>	4.09	2.30	5.21	3.87
B. primario	<i>Trichilia sp</i>	2.20	1.15	7.38	3.58
B. primario	<i>Hieronyma asperifolia</i>	3.14	2.30	2.69	2.71
B. primario	<i>Ocotea benthamiana</i>	1.89	3.45	2.47	2.60
B. primario	<i>Alchornea grandiflora</i>	2.52	2.30	2.70	2.50
B. primario	<i>Miconia ternatifolia</i>	3.14	2.30	1.64	2.36
B. secundario	<i>Hedyosmum translucidum</i>	5.88	1.47	16.28	7.88
B. secundario	<i>Critoniopsis jelskii</i>	11.03	2.94	6.31	6.76
B. secundario	<i>Hedyosmum dombeyanum</i>	8.09	1.47	9.60	6.39
B. secundario	<i>Morella pubescens</i>	6.62	1.47	5.10	4.40
B. secundario	<i>Alsophila cuspidata</i>	5.88	2.94	2.58	3.80
B. secundario	<i>Guarea kunthiana</i>	2.94	2.94	5.36	3.75

B. secundario	<i>Baccharis brachylaenoides</i>	1.47	2.94	4.99	3.13
B. secundario	<i>Croton rimbachii</i>	2.21	2.94	4.01	3.05
B. secundario	<i>Maytenus retusa</i>	2.94	1.47	4.70	3.04
B. secundario	<i>Psidium pedicellatum</i>	3.68	1.47	3.56	2.90

Estructura vertical

La estructura vertical del bosque mostró diferencias claras entre los tipos de cobertura evaluados (Tabla 11 y Figura 5). En el bosque primario, la mayor proporción de individuos se concentró en el estrato superior (39,9 %), seguido del estrato medio (34,0 %) y el estrato inferior (26,1 %). En contraste, el bosque secundario presentó una mayor concentración de individuos en el estrato inferior (50,7 %), mientras que los estratos medio y superior representaron el 30,2 % y 19,1 %, respectivamente.

Tabla 11. Distribución de individuos por estrato vertical y tipo de bosque

Tipo de bosque	Estrato vertical	Número de individuos	Porcentaje (%)
Bosque primario	Inferior	83	26.1
	Medio	108	34.0
	Superior	127	39.9
Bosque secundario	Inferior	69	50.7
	Medio	41	30.2
	Superior	26	19.1

El índice de diversidad vertical de Pretzsch mostró valores similares entre el bosque primario ($A = 4.08$) y el bosque secundario ($A = 4.10$), lo que indica una complejidad vertical comparable entre ambos tipos de bosque (Tabla 12). Estos resultados sugieren que, a pesar de las diferencias en la distribución de individuos por estratos, el bosque secundario ha desarrollado una estructura vertical relativamente heterogénea, con especies presentes en distintos niveles del dosel.

Tabla 12. *Índice de diversidad vertical (Pretzsch) por tipo de bosque*

Tipo de bosque	Índice de Pretzsch (A)
Bosque primario	4.08
Bosque secundario	4.10

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN

La presente investigación muestra que el bosque primario y el secundario presentan niveles similares de riqueza florística y un número idéntico de géneros, un resultado que, si se evalúa únicamente desde métricas de riqueza, podría sugerir una recuperación relativamente rápida de la composición arbórea en los bosques secundarios. Sin embargo, esta interpretación resulta limitada cuando se contrasta con evidencia proveniente de estudios de mayor escala en bosques andinos, los cuales documentan que la composición florística responde de manera marcada a gradientes ambientales y a la historia de disturbio, generando una baja similitud entre sitios incluso dentro de una misma banda altitudinal (Bañares-de-Dios *et al.*, 2024; Malizia *et al.*, 2020). En este contexto, la coincidencia en riqueza observada en el SNTN debe entenderse con cautela, ya que la identidad de las especies y la dominancia relativa de familias pueden variar sustancialmente aun cuando el número total de especies se mantenga elevado (Castillo-Figueroa *et al.*, 2023; Malizia *et al.*, 2020).

Esta limitación de las métricas de riqueza se hace aún más evidente al considerar grupos funcionales particularmente sensibles a los cambios microclimáticos y estructurales asociados al disturbio. En ecosistemas montanos, múltiples estudios han documentado reducciones consistentes en la riqueza y diversidad de briófitas y epífitas vasculares en bosques secundarios en comparación con bosques primarios, junto con cambios composicionales hacia especies más tolerantes a condiciones de mayor luminosidad y apertura del dosel (Barthlott *et al.*, 2001; Benítez *et al.*, 2025). Estos patrones, observados de manera convergente en bosques montanos de Ecuador y Venezuela, refuerzan la idea de que la similitud en riqueza arbórea no captura adecuadamente las transformaciones ecológicas inducidas por el disturbio.

En consecuencia, la aparente equivalencia en riqueza total de árboles entre bosque primario y secundario en el SNTN no puede interpretarse como una equivalencia ecológica funcional o composicional. Es más plausible que el bosque secundario conserve un número comparable de especies arbóreas a costa de una reconfiguración de su composición, caracterizada por una mayor representación de especies generalistas, pioneras o asociadas a bordes, y por la pérdida relativa de taxa especializados y sensibles al disturbio, tal como se ha documentado ampliamente a lo largo de gradientes sucesionales (Dalmaso *et al.*, 2020; Dessie *et al.*, 2025; Guclu *et al.*, 2024). Desde esta perspectiva, la mayor riqueza de familias registrada

en el bosque secundario no constituye un indicador de mayor integridad florística, sino que refleja la superposición entre remanentes del bosque original y especies colonizadoras propias de etapas post-disturbio.

Por otra parte, nuestro estudio registró valores promedio ligeramente superiores de riqueza, Shannon (H) y Simpson (D) en bosques secundarios respecto a primarios. Si se asume que estos índices capturan adecuadamente la diversidad ecológica, el resultado podría interpretarse como una mayor diversidad en la cobertura secundaria. Sin embargo, esta lectura depende de una premisa discutible: que diferencias marginales en métricas alfa reflejan cambios ecológicamente sustantivos. La literatura sobre sucesión secundaria en bosques tropicales advierte que los patrones de diversidad varían de forma marcada según la escala espacial y el diseño de muestreo, y que pequeñas variaciones en H o D pueden carecer de relevancia ecológica cuando no se analizan conjuntamente con la composición y el recambio beta (Dalmaso *et al.*, 2020; Guclu *et al.*, 2024; Malizia *et al.*, 2020).

Evidencia proveniente de bosques secundarios de la Mata Atlántica y de Asia subtropical respalda esta cautela interpretativa. Aunque la riqueza y la diversidad a escala de parcela pueden recuperarse en periodos relativamente cortos, la identidad funcional y taxonómica de las especies mantiene diferencias sustantivas respecto a bosques maduros, con elevado recambio y trayectorias sucesionales no lineales (Dalmaso *et al.*, 2020; Guclu *et al.*, 2024). En Hong Kong, por ejemplo, un gradiente de 7 a 70 años evidenció estabilidad en riqueza y Shannon entre edades sucesionales, pero mostró un alto recambio composicional a medida que avanzaba la sucesión (Guclu *et al.*, 2024). Este desajuste entre diversidad alfa y composición refuerza la necesidad de interpretar con cautela las diferencias observadas en el SNTN.

Bajo este marco, la ligera superioridad de H y D en los bosques secundarios del SNTN puede entenderse como expresión de una fase sucesional caracterizada por la coexistencia de especies pioneras y remanentes, más que como evidencia de una condición estructural o funcionalmente superior. Asimismo, la literatura andina ha documentado que la diversidad taxonómica y funcional de plantas leñosas disminuye con la altitud debido al filtrado ambiental (Bañares-de-Dios *et al.*, 2024). En consecuencia, variaciones sutiles en altitud, topografía o condiciones edáficas entre parcelas primarias y secundarias podrían influir en los índices registrados, independientemente del grado de disturbio. La interpretación de los valores de H y

D, por tanto, requiere situarse en un marco que integre sucesión, composición y gradientes ambientales.

En cuanto a la estructura, el área basal total registrado (145.11 m²/ha) indicó una masa forestal considerable en el conjunto del sitio; sin embargo, la marcada diferencia entre bosques primarios y secundarios (máx. 32.85 vs. 22.32 m²/ha) reveló contrastes estructurales que resultan centrales para interpretar el estado sucesional del SNTN. En nuestro estudio, el área basal se asume como un indicador clave de recuperación estructural, en la medida en que integra la presencia de árboles de gran tamaño y también acumulación de biomasa por teoría. Esta elección es consistente con estudios realizados en bosques montanos de Colombia y Ecuador, donde el área basal y la biomasa aérea mostraron responder de manera más lenta que la diversidad taxonómica, requiriendo décadas para aproximarse a valores de bosques maduros (Castillo-Figueroa *et al.*, 2023; Ordoñez *et al.*, 2024). En gradientes sucesionales andinos, los bosques secundarios tempranos se caracterizan por menor área basal, dominancia de especies de rápido crecimiento y altas tasas de mortalidad y reclutamiento, en contraste con bosques maduros que presentan mayor biomasa, menor dinamismo estructural y una proporción significativa de árboles de gran diámetro (Castillo-Figueroa *et al.*, 2023; Ordoñez *et al.*, 2024).

Desde esta perspectiva, el patrón observado en el SNTN (ausencia de clases diamétricas altas y escasa contribución de grandes diámetros al área basal en el bosque secundario) indica un proceso de recuperación estructural aún incompleto. Si bien nuestro estudio resalta similitudes en diversidad entre bosques primarios y secundarios, una lectura centrada en la estructura sugiere limitaciones funcionales relevantes, dado que la capacidad de almacenamiento de carbono, la provisión de microhábitats y la resiliencia frente a perturbaciones dependen en gran medida de la presencia de árboles grandes, tal como se ha documentado en bosques andinos y tropicales húmedos (Castillo-Figueroa *et al.*, 2023; Malizia *et al.*, 2020; Sanjeewani *et al.*, 2024). Asimismo, investigaciones en bosques secos afromontanos y tropicales muestran que la estructura diamétrica y el área basal responden no solo a la edad sucesional, sino también a gradientes de uso humano y a factores ambientales como altitud, suelo y pendiente, los cuales modulan los procesos de regeneración y la composición florística (Birhanu *et al.*, 2025; Dessie *et al.*, 2025; Lolila *et al.*, 2023). En consecuencia, la comparación entre bosque primario y secundario debería interpretarse

reconociendo que parte de las diferencias estructurales observadas puede reflejar la interacción entre sucesión, ambiente y uso histórico, más que el efecto aislado del disturbio.

Respecto a la estructura vertical, la similitud observada en el índice de diversidad de Pretzsch ($A = 4.08 - 4.10$) entre bosques primarios y secundarios ha sido interpretada como evidencia de una complejidad vertical comparable. Esta inferencia, sin embargo, descansa en una equiparación implícita entre estratificación vertical y equivalencia estructural que resulta conceptualmente limitada. Estudios en bosques tropicales restaurados y en plantaciones en recuperación muestran que la diferenciación en estratos puede establecerse en fases relativamente tempranas de la sucesión, mientras que la composición, la funcionalidad y el desempeño ecológico de dichos estratos permanecen claramente diferenciados respecto a bosques maduros (Wei *et al.*, 2025).

Evidencia empírica de Hainan (China) refuerza esta distinción. Plantaciones tropicales con aproximadamente 20 años de recuperación natural desarrollaron múltiples estratos y alcanzaron valores de diversidad vertical comparables a bosques secundarios naturales en capas específicas; no obstante, mantuvieron diferencias sustantivas en la estructura del dosel, los tamaños de los árboles y los rasgos filogenéticos, reflejando una divergencia persistente respecto a bosques secundarios maduros (Wei *et al.*, 2025). En este sentido, valores similares del índice de Pretzsch capturan la presencia de estratos, pero no informan sobre atributos críticos como altura dominante, acumulación de biomasa, continuidad del dosel o condiciones microclimáticas internas.

Desde un marco más amplio, la literatura sobre relaciones diversidad-productividad y estructura forestal indica que la diversidad estructural, incluida la vertical, no se traduce de manera automática en mayor funcionalidad o estabilidad ecológica. Su efecto sobre procesos como la productividad, la resistencia a disturbios o la regulación microclimática depende del contexto ambiental, de la identidad de las especies y de la historia de manejo (Forrester & Bauhus, 2016). Bajo esta perspectiva, interpretar una complejidad vertical similar en bosques secundarios resulta insuficiente sin considerar rasgos estructurales clave, como la menor altura media del dosel, el predominio de individuos en estratos inferiores y la ausencia de árboles grandes, todos ellos determinantes para la fauna asociada, el microclima y la capacidad de

amortiguar variaciones climáticas (Bañares-de-Dios *et al.*, 2024; Duque *et al.*, 2015; Malizia *et al.*, 2020).

El análisis del IVI en el SNTN aportó información sobre especies estructuralmente dominantes dentro de cada tipo de bosque, pero su interpretación requiere situarse en un marco que reconozca el peso desproporcionado de un número reducido de especies. Estudios de gran escala en la Amazonía occidental han demostrado que pequeños conjuntos de especies dominantes explican gran parte de los patrones de beta diversidad y permiten diferenciar tipos de bosque a escala regional, aun cuando la riqueza total se mantenga elevada (Draper *et al.*, 2019). En consecuencia, modificaciones en la identidad de estas especies dominantes tienen implicancias profundas para la organización espacial y funcional de la diversidad.

En el SNTN, la sustitución de *Cyathea lechleri* como especie dominante en el bosque primario por *Hedyosmum translucidum* y otras especies asociadas a estadios intermedios en el bosque secundario refleja una reorganización funcional del sistema que no queda adecuadamente representada por la comparación de H y D. Estudios en bosques montanos muestran que los cambios en la composición de estrategias funcionales (especies adquisitivas versus conservativas, densidad de madera, tolerancia a frío y humedad) a lo largo de gradientes topográficos y de disturbio influyen directamente en la productividad, el ciclo del carbono y la respuesta al cambio climático (Baez & Garate, 2017; Bañares-de-Dios *et al.*, 2024; Castillo-Figueroa *et al.*, 2023).

CONCLUSIONES

La zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe presentó una alta riqueza florística arbórea, con 106 especies, 69 géneros y 41 familias. La composición florística mostró diferencias entre tipos de bosque, con una mayor riqueza de especies en el bosque primario y una mayor representación de familias en el bosque secundario, destacando las familias Asteraceae, Lauraceae, Melastomataceae y Rubiaceae.

Los índices de diversidad mostraron niveles altos de diversidad arbórea en ambos tipos de bosque, con valores elevados tanto en riqueza específica y de los índices de Shannon-Wiener y Simpson. En términos promedio, el bosque secundario presentó valores ligeramente superiores de diversidad, que el bosque primario.

La estructura horizontal mostró diferencias claras entre tipos de bosque, con mayores valores de área basal y una distribución diamétrica más completa en el bosque primario, incluyendo individuos de grandes diámetros, mientras que el bosque secundario concentró la mayoría de sus individuos en clases diamétricas inferiores.

La estructura vertical evidenció una mayor proporción de individuos en el estrato superior en el bosque primario y un predominio del estrato inferior en el bosque secundario; sin embargo, el índice de Pretzsch indicó una complejidad vertical similar en ambos tipos de bosque.

RECOMENDACIONES

1. Priorizar la conservación de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, dado su alto valor florístico, especialmente en el bosque primario que concentró mayor riqueza de especies arbóreas. Asimismo, sugerimos considerar a las familias más representativas como indicadores clave en futuros programas de monitoreo y manejo forestal.
2. Mantener y fortalecer las estrategias de protección de la cobertura forestal de la zona de amortiguamiento del Santuario Nacional Tabaconas Namballe, por los altos niveles de diversidad registrados en ambos tipos de bosque evitando actividades que reduzcan la equidad y riqueza de especies, particularmente en el bosque secundario donde la diversidad actual reflejó procesos de recuperación ecológica.
3. Conservar los bosques primarios como referencia estructural, dado su mayor desarrollo diamétrico y área basal, y promover la recuperación natural del bosque secundario mediante prácticas de manejo que favorezcan el crecimiento de individuos hacia clases diamétricas superiores. Asimismo, la similitud en la complejidad vertical entre ambos tipos de bosque sugiere la importancia de mantener la heterogeneidad estructural para asegurar la estabilidad ecológica del ecosistema.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre, Z., Reyes, B., Quizhpe, W., & Cabrera, A. (2017). Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso de un bosque montano en el sur del Ecuador. *Arnaldoa*, 24(2), 543-556. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.242.24207>

Alanís, E., Mora, A., & Marroquín, J. (2020). *Muestreo ecológico de la vegetación* (I). Universidad Autónoma de Nuevo León.

Alfaro-Reyna, T., Delgado-Balbuena, J., García-Cuevas, X., Chávez-Aguilar, G., & Estrada-García, J. A. (2022). Cambios en la estructura y composición forestal en un bosque de pino-encino en Jaumave, Tamaulipas, México: Changes in forest structure and composition in a pine-oak forest in Jaumave, Tamaulipas, Mexico. *e-CUCBA*, (18), 40-46. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi18.239>

Alvarez-Montalván, C. E., Manrique-León, S., Fonseca, M. V.-D., Cardozo-Soarez, J., Callo-Ccorcca, J., Bravo-Camara, P., Castañeda-Tinco, I., Alvarez-Orellana, J., Alvarez-Montalván, C. E., Manrique-León, S., Fonseca, M. V.-D., Cardozo-Soarez, J., Callo-Ccorcca, J., Bravo-Camara, P., Castañeda-Tinco, I., & Alvarez-Orellana, J. (2021). Composición florística, estructura y diversidad arbórea de un bosque amazónico en Perú. *Scientia Agropecuaria*, 12(1), 73-82. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2021.009>

Aparecido, L. M. T., Teodoro, G. S., Mosquera, G., Brum, M., Barros, F. de V., Pompeu, P. V., Rodas, M., Lazo, P., Müller, C. S., Mulligan, M., Asbjornsen, H., Moore, G. W., & Oliveira, R. S. (2018). Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. *Ecohydrology*, 11(3), e1932. <https://doi.org/10.1002/eco.1932>

Baez, S. M., & Garate, J. S. (2017). Estructura y composición florística arbórea en dos tipos de bosque en la Zona de Amortiguamiento, Reserva Nacional de Tambopata. *Rev. Q'EUÑA*, 8, 39-50.

Bañares-de-Dios, G., Macía, M. J., Arellano, G., Granzow-de la Cerda, Í., Vega-Álvarez, J., Arnelas, I., Espinosa, C. I., Salinas, N., & Cayuela, L. (2024). Woody plant taxonomic, functional, and phylogenetic diversity decrease along elevational gradients in Andean tropical

montane forests: Environmental filtering and arrival of temperate taxa. *Plant Diversity*, 46(4), 491-501. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2024.03.005>

Barthlott, W., Schmit-Neuerburg, V., Nieder, J., & Engwald, S. (2001). Diversity and abundance of vascular epiphytes: A comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology*, 152(2), 145-156. <https://doi.org/10.1023/A:1011483901452>

Baselga, A., & Gómez-Rodríguez, C. (2019). Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas? *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 26, 39-45.

Benítez, Á., Nagua, R., Medina, J., Lapo, G., Yangua-Solano, E., & Andrade-Hidalgo, R. (2025). Bryophytes as Indicators of Disturbance in One of the Last Remnants of the Mountain Forests of El Oro Province, Ecuador. *Plants*, 14(2). <https://doi.org/10.3390/plants14020184>

Birhanu, L., Moges, G., Amsalu, N., & Balzter, H. (2025). Woody species diversity, structure and community distribution along environmental gradients of Seqela Dry Afromontane forest in Northwestern Ethiopia. *PLOS ONE*, 20(1), e0313020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0313020>

Bubb, P., May, I., Miles, L., & Sayer, J. (2004). *Cloud Forest Agenda*.

Burga-Cieza, A. M., Burga-Cieza, J. J., Alcalde-Alfaro, V. W., Martínez-Sovero, G., Iglesias-Osores, S., & Villena-Velásquez, J. J. (2020). *Caracterización florística del relicto Los Lanches del Bosque Montano Las Palmas – Chota, Perú*. <https://doi.org/10.1590/SciELOPreprints.1092>

Campo, A. M., & Duval, V. S. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 34(2), 25-42. https://doi.org/10.5209/rev_AGUC.2014.v34.n2.47071

Castillo-Figueroa, D., González-Melo, A., & Posada, J. M. (2023). Wood density is related to aboveground biomass and productivity along a successional gradient in upper Andean tropical forests. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1276424>

Chao, A., & Colwell, R. K. (2022). Biodiversity: Concepts, Dimensions, and Measures. En *The Ecological and Societal Consequences of Biodiversity Loss* (pp. 25-46). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119902911.ch2>

Charcape Ravelo, J. M., Caba Culquicondor, W. E., Correa Seminario, V. A., Mostacero León, J., De La Cruz Castillo, A. J., Castillo Zavala, J. L., & Gonzales Velasquez, C. L. Y. (2023). Structure of the dry forest adjacent to the mangroves of San Pedro de Vice, Sechura - Piura. *REBIOL*, 43(1), 1-13. <https://doi.org/10.17268/rebiol.2023.43.01.01>

Cumming, G. S., & Allen, C. R. (2017). Protected areas as social-ecological systems: Perspectives from resilience and social-ecological systems theory. *Ecological Applications*, 27(6), 1709-1717. <https://doi.org/10.1002/eap.1584>

Dalmaso, C. A., Marques, M. C. M., Higuchi, P., Zwiener, V. P., & Marques, R. (2020). Spatial and temporal structure of diversity and demographic dynamics along a successional gradient of tropical forests in southern Brazil. *Ecology and Evolution*, 10(7), 3164-3177. <https://doi.org/10.1002/ece3.5816>

Dao, T. H. H., Saborowski, J., & Hölscher, D. (2016). Patterns of tree community differences in the core and buffer zones of a nature reserve in north-western Vietnam. *Global Ecology and Conservation*, 8, 220-229. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.011>

De Rutte, J., & Reynel, C. (2016). *Composición y diversidad arbórea en la cumbre del bosque montano nublado Puyu Sacha, Chanchamayo, Dp. de Junín, Perú* (I).

Delgado-Benavides, A., Alva-Mendoza, D., & Martínez-Sovero, G. (2019). Diversidad y estructura arbórea de la familia Lauraceae en el Bosque de Protección Pagaibamba - Querocoto, Chota: Diversity and tree structure of the Lauraceae family in the Pagaibamba Protection Forest

Querocoto, Chota. *Revista Ciencia Nor@ndina*, 2(2), 88-95. <https://doi.org/10.37518/2663-6360X2020v2n2p88>

Dessie, Y., Amsalu, N., Awoke, B., & Gebeyehu, G. (2025). Floral diversity, structural integrity, and regeneration patterns of Endba-Zend dry Afromontane forest in Northwestern Ethiopia. *BMC Ecology and Evolution*, 25(1), 49. <https://doi.org/10.1186/s12862-025-02387-7>

Draper, F. C., Asner, G. P., Honorio Coronado, E. N., Baker, T. R., García-Villacorta, R., Pitman, N. C. A., Fine, P. V. A., Phillips, O. L., Zárate Gómez, R., Amasifuén Guerra, C. A., Flores Arévalo, M., Vásquez Martínez, R., Brienén, R. J. W., Monteagudo-Mendoza, A., Torres Montenegro, L. A., Valderrama Sandoval, E., Roucoux, K. H., Ramírez Arévalo, F. R., Mesones Acuy, Í., ... Baraloto, C. (2019). Dominant tree species drive beta diversity patterns in western Amazonia. *Ecology*, 100(4), e02636. <https://doi.org/10.1002/ecy.2636>

Duque, Á., Stevenson, P. R., & Feeley, K. J. (2015). Thermophilization of adult and juvenile tree communities in the northern tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(34), 10744-10749. <https://doi.org/10.1073/pnas.1506570112>

Eller, C. B., Meireles, L. D., Sitch, S., Burgess, S. S. O., & Oliveira, R. S. (2020). How Climate Shapes the Functioning of Tropical Montane Cloud Forests. *Current Forestry Reports*, 6(2), 97-114. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00115-6>

Escobedo-Monge, M. A., Aparicio, S., Ramos, M. V., Escobedo-Monge, M. F., Parodi-Román, J., García-Llatas, L. F., & Pozo, R. M. (2022). Land Vulnerability, Risk Zoning, and Ecological Protection in the Protection Forest of Pagaibamba (Peru). *Forests*, 13(3). <https://doi.org/10.3390/f13030436>

Fahey, T. J., Sherman, R. E., & Tanner, E. V. J. (2016). Tropical montane cloud forest: Environmental drivers of vegetation structure and ecosystem function. *Journal of Tropical Ecology*, 32(5), 355-367. <https://doi.org/10.1017/S0266467415000176>

Forrester, D. I., & Bauhus, J. (2016). A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests. *Current Forestry Reports*, 2(1), 45-61. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2>

Freitag Kramer, J. M., Bordin, K. M., Scarton Bergamin, R., Klipel, J., Caroline Picolotto, R., Zanini, K. J., Zwiener, V. P., & Cristina Müller, S. (2025). Temporal changes in taxonomic and functional alpha and beta diversity across tree communities in subtropical Atlantic forests. *Oikos*, 2025(6), e10961. <https://doi.org/10.1111/oik.10961>

Graciano-Ávila, G., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., & Luján-Soto, J. E. (2017). Composición, estructura y diversidad de especies arbóreas en un bosque templado del Noroeste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(12), 535. <https://doi.org/10.19136/era.a4n12.1114>

Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., González-Tagle, M. A., Rubio-Camacho, E. A., Mata Balderas, J. M., Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., González-Tagle, M. A., Rubio-Camacho, E. A., & Mata Balderas, J. M. (2018). Characterization and floristic structure of a plant functional group of tamaulipan thornscrub. *Gayana. Botánica*, 75(1), 512-523. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100512>

Guclu, C., Luk, C.-L., Ashton, L. A., Abbas, S., & Boyle, M. J. W. (2024). Beta diversity subcomponents of plant species turnover and nestedness reveal drivers of community assembly in a regenerating subtropical forest. *Ecology and Evolution*, 14(9), e70233. <https://doi.org/10.1002/ece3.70233>

Guzmán Q., J. A., Hamann, H. F., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2024). Multi-decadal trends of low-clouds at the Tropical Montane Cloud Forests. *Ecological Indicators*, 158, 111599. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111599>

Hoffmann, S. (2022). Challenges and opportunities of area-based conservation in reaching biodiversity and sustainability goals. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 325-352. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02340-2>

Holguín-Estrada, V. A., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., Yarena-Yamallel, J. I., & Pequeño-Ledezma, M. Á. (2021). Estructura vertical de un bosque de galería en un gradiente altitudinal en el noroeste de México. *Polibotánica*, 0(51). <https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.4>

Huamantupa, I., Luza Victorio, M., Alfaro Curitumay, L. E., Ururi¹, M., huaman arque, W., Pedraza, M., & Peralvo, M. (2017). Diversidad y Biomasa Arbórea en los Bosques Andinos del Santuario Nacional del Ampay, Apurímac – Perú. *Q'EUÑA*, 8. <https://doi.org/10.51343/rq.v8i1.104>

Hummel, C., Poursanidis, D., Orenstein, D., Elliott, M., Adamescu, M. C., Cazacu, C., Ziv, G., Chrysoulakis, N., Van Der Meer, J., & Hummel, H. (2019). Protected Area management: Fusion and confusion with the ecosystem services approach. *Science of The Total Environment*, 651, 2432-2443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.033>

Izadi, N. F., & Keshtkar, H. (2020). *Investigating the effects of distribution patterns on ecological indices of plant species in a simulated environment*.

Kitikidou, K., Milios, E., Stampoulidis, A., Pipinis, E., & Radoglou, K. (2024). Using Biodiversity Indices Effectively: Considerations for Forest Management. *Ecologies*, 5(1), 42-51. <https://doi.org/10.3390/ecologies5010003>

Kumar, P., Dobriyal, M., Kale, A., Pandey, A. K., Tomar, R. S., & Thounaojam, E. (2022). Calculating forest species diversity with information-theory based indices using sentinel-2A sensor's of Mahavir Swami Wildlife Sanctuary. *PLOS ONE*, 17(5), e0268018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268018>

Lakićević, M., & Srđević, B. (2018). Measuring Biodiversity in Forest Communities – A Role of Biodiversity Indices. *Contemporary Agriculture*, 67(1), 65-70. <https://doi.org/10.2478/contagri-2018-0010>

Leo, M. (1995). The Importance of Tropical Montane Cloud Forest for Preserving Vertebrate Endemism in Peru: The Río Abiseo National Park as a Case Study. En L. S.

Hamilton, J. O. Juvik, & F. N. Scatena (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests* (Vol. 110, pp. 198-211). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2500-3_13

Llerena-Bermúdez, C., Giacomotti, J., Reynel, C., & Guillén, R. (2025). Composición florística, diversidad y estructura arbórea en un bosque montano localizado en Oxapampa (Pasco, Perú). *Universidad Nacional Agraria La Molina Revista Forestal del Perú*, 40(1), 140–160. <https://doi.org/10.21704/rfp.v40i1.1631>

Lolila, N. J., Shirima, D. D., & Mauya, E. W. (2023). Tree species composition along environmental and disturbance gradients in tropical sub-montane forests, Tanzania. *PLOS ONE*, 18(3), e0282528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0282528>

López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Monarrez Gonzalez, J. C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2311518>

Los, S. O., Street-Perrott, F. A., Loader, N. J., & Froyd, C. A. (2021). Detection of signals linked to climate change, land-cover change and climate oscillators in Tropical Montane Cloud Forests. *Remote Sensing of Environment*, 260, 112431. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112431>

Macedo, D. N. (2015). *Evaluación cualitativa de la regeneración natural sobre arena blanca en áreas intervenidas en la carretera Iquitos – Nauta, Loreto, Perú* [Tesis]. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Malizia, A., Blundo, C., Carilla, J., Acosta, O. O., Cuesta, F., Duque, A., Aguirre, N., Aguirre, Z., Ataroff, M., Baez, S., Calderón-Loor, M., Cayola, L., Cayuela, L., Ceballos, S., Cedillo, H., Ríos, W. F., Feeley, K. J., Fuentes, A. F., Álvarez, L. E. G., ... Young, K. R. (2020). Elevation and latitude drives structure and tree species composition in Andean forests: Results from a large-scale plot network. *PLOS ONE*, 15(4), e0231553. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231553>

Mariano, R. F., Rezende, V. L., de Souza, C. R., Pompeu, P. V., dos Santos, R. M., Mendes, C. N., de Moura, A. S., Machado, F. S., Carvalho, W. A. C., & Fontes, M. A. L. (2024). Evolutionary fingerprint, phylogenetic and forest structure of tropical montane Atlantic cloud forests along an elevation gradient. *Journal of Mountain Science*, 21(4), 1259-1271. <https://doi.org/10.1007/s11629-023-7921-0>

Martínez Meléndez, N., A. Pérez Farrera, M., & Flores Palacios, A. (2007). Estratificación vertical y preferencia de hospedero de las epífitas vasculares de un bosque nublado de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 56(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.5780>

Mata-Guel, E., Soh, M., Butler, C., Morris, R., Razgour, O., & Peh, K. (2023). Impacts of anthropogenic climate change on tropical montane forests: An appraisal of the evidence. *Biological Reviews*, 93, 1200-1224.

Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A. S. L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Kingston, N., Lewis, E., Maron, M., Strassburg, B. B. N., Wenger, A., Jonas, H. D., Venter, O., & Watson, J. E. M. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586(7828), 217-227. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>

Mayele, J. M., & Bongo, A. L. (2023). Assessing Forest Cover Distribution, Species Diversity, and Richness of the Buffer Zone for Strategic Forest Management Planning for Nimule National Park, South Sudan. *Open Journal of Ecology*, 13(11), 836-864. <https://doi.org/10.4236/oje.2023.1311052>

Medina, R. (2013). *Identificación y caracterización de las especies forestales del bosque montano Las Palmas—Chota* [Tesis, Universidad Nacional de Cajamarca]. <http://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/417>

Melo, A. S. (2008). O que ganhamos «confundindo» riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3), 21-27. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>

Mereles, F., Céspedes, G., Egea-Elsam, J. D., & Spichiger, R. (2020). Estudios fitosociológicos en el gran Chaco: Estructura, composición florística y variabilidad del bosque de *Schinopsis balansae* en el Chaco húmedo boreal, Paraguay. *Bonplandia*, 29(1), 39-55. <https://doi.org/10.30972/bon.2914108>

Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Ortega-Martínez, I. J., Ríos-Díaz, C. L., & Rosas, F. (2018). Measuring species diversity in the tropics: A review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica*, 50(6), 929-941. <https://doi.org/10.1111/btp.12607>

Moscol, J. A., Herrera Palacios, E. L., & Puentes Chully, M. A. (2022). Estructura y diversidad arbórea y su relación con el suelo forestal en un ecosistema de bosque seco. *Manglar*, 19(4), 323-330. <https://doi.org/10.57188/manglar.2022.041>

Mostacedo, B., & Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de metodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*.

Mulya, H., Santosa, Y., & Hilwan, I. (2021). Comparison of four species diversity indices in mangrove community. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(9). <https://doi.org/10.13057/biodiv/d220906>

Ojeda, S. M., Herrera, C. H., Ochoa, T. G., & Mendoza, Z. A. (2018). Estructura y composición florística de un bosque siempreverde montano bajo en Palanda, Zamora Chinchipe, Ecuador. *ARNALDOA*, 25(2), 615-630. <https://doi.org/10.22497/899>

Oliveira, L. S. S., Sirait, B. A., Saha, M. A., Sipayung, J., Maretha, M. V., Tarigan, M., & Duran, A. (2023). Integrated management of eucalyptus bacterial wilt in Sumatra, Indonesia. *Tropical Plant Pathology*, 48(6), 685-695. <https://doi.org/10.1007/s40858-023-00610-8>

Ordoñez, J. C., Pinto, E., Bernardi, A., & Cuesta, F. (2024). Tree mortality and recruitment in secondary Andean tropical mountain forests along a 3000 m elevation gradient. *PLOS ONE*, 19(3), e0300114. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0300114>

Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., González, J. A., García-Llorente, M., Alcorlo, P., & Mora, M. R. G. (2014). Incorporating the Social–Ecological Approach in Protected Areas in the Anthropocene. *BioScience*, 64(3), 181-191. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit033>

Peña, G., & Pariente, E. (2015). Composición y diversidad arbórea en un área del bosque Chinchiquilla, San Ignacio—Cajamarca, Perú. *Arnaldoa*, 22(1), 139-154.

Peña-Surita, G. (2014). Composición y diversidad arbórea en un área del bosque Chinchiquilla, San Ignacio Cajamarca—Perú 2012. *Universidad Nacional de Cajamarca*. <http://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/420>

Priatna, D., Denny, D., Monk, K. A., Susilo, A., & Hartiningtias, D. (2025). Species Diversity of Trees with Traditional Medicinal Uses: A Core-Buffer Zone Comparison in a Biosphere Reserve. *Jurnal Manajemen Hutan Tropika (Journal of Tropical Forest Management)*, 31(2), 145-158. <https://doi.org/10.7226/jtfm.31.2.145>

Roswell, M., Dushoff, J., & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321-338. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>

Salinas, N., Malhi, Y., Maria Roman Cuesta, R., Silman, M., Meir, P., G. Cosio, E., & Nottingham, A. (Eds.). (2021). *Tropical Montane Forests in a Changing Environment*. Frontiers Media SA. <https://doi.org/10.3389/978-2-88971-363-9>

Sanjeewani, N., Samarasinghe, D., Jayasinghe, H., Ukuwela, K., Wijetunga, A., Wahala, S., & De Costa, J. (2024). Variation of floristic diversity, community composition, endemism, and conservation status of tree species in tropical rainforests of Sri Lanka across a wide altitudinal gradient. *Scientific Reports*, 14(1), 2090. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52594-3>

Santos, J. C. (2020). Zonas de amortecimento em Unidades de Conservação urbanas. Dois casos em Salvador-BA-Brasil. *GeoTextos*, 16(2). <https://doi.org/10.9771/geo.v16i2.37875>

Sauceda, J. I. U., Moreno, J. F. C., Castellón, A. E. E., Ayala, C. M. C., & Elizondo, N. A. L. (2023). Evaluación post-incendio de un bosque mixto de Pinus-Quercus en Zaragoza, Nuevo León: Post-fire evaluation of a mixed Pinus-Quercus forest in Zaragoza, Nuevo León. *e-CUCBA*, (19), 81-89. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi19.266>

Serrano, S. (2019). *Composición y diversidad florística del bosque montano el Cedro - San Silvestre de Cochán - San Miguel - Cajamarca* [Tesis]. Universidad Nacional de Cajamarca.

Siles, P., Talavera, P., Rugama, F. A., Alaniz, L., & González, W. O. (2017). Composición florística, estructura y biomasa de los bosques de pino-encino en la reserva Santa Rosa, Tisey, Estelí, Nicaragua. *Revista de Biología Tropical*, 65(2), 763-775. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i2.22928>

Solano, P. (2020). *¿Qué es un parque nacional? El ABC de las áreas naturales protegidas en el Perú*. (Sociedad para la Conservación de la Vida Silvestre, Perú).

Supo, J. (2024). *Metodología de la Investigación Científica. Niveles de Investigación*. (Cuarta). BIOESTADITICO EEDU EIRL.

Vidal-Pastrana, C., Mejia Ávila, D., & Soto Barrera, V. C. (2021). Mathematical model for the definition and integration of buffer zones for terrestrial tropical protected areas. *Ecological Engineering*, 163, 106193. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106193>

Wei, J., Chen, H., Yu, X., Guo, Z., Zhang, X., Tian, L., & Nong, S. (2025). Stand structure and plant diversity characteristics of typical artificial forests after natural recovery in the hilly region of central Hainan. *Frontiers in Plant Science*, 16. <https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1629250>

Wilsey, B. J., Chalcraft, D. R., Bowles, C. M., & Willig, M. R. (2005). Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology*. <https://doi.org/10.1890/04-0394>

Zhang, J., Wang, X., & Xie, Y. (2021). Implication of Buffer Zones Delineation Considering the Landscape Connectivity and Influencing Patch Structural Factors in Nature Reserves. *Sustainability*, 13(19). <https://doi.org/10.3390/su131910833>

Zhang, J., Zhao, J., Cheng, R., Ge, Z., & Zhang, Z. (2022). Effects of Neighborhood Competition and Stand Structure on the Productivity of Pure and Mixed *Larix principis-rupprechtii* Forests. *Forests*, 13(8), 1318. <https://doi.org/10.3390/f13081318>

ANEXOS

Anexo 01: Operacionalización de las variables

Variables	Definición operacional	Dimensiones	Indicadores	Escala	Instrumento
Zonas de amortiguamiento	Área de transición adyacente a un área natural protegida donde se evalúa la vegetación arbórea mediante parcelas de muestreo estandarizadas para describir su diversidad, composición y estructura	Condición espacial del bosque	Tipo de vegetación arbórea	Nominal	Cartografía oficial, GPS
Diversidad	Variabilidad de especies arbóreas registrada dentro de las parcelas de muestreo establecidas en la zona de amortiguamiento	Diversidad alfa	- Riqueza de especies - Índice de Shannon-Wiener; - Índice de Simpson	Razón	Fichas de campo, guías botánicas, software estadístico
Composición florística	Conjunto de especies arbóreas que conforman el bosque en las parcelas de muestreo, identificadas taxonómicamente	Composición taxonómica	- Número de especies - Número de géneros - Número de familias - Especies dominantes	Nominal	Fichas de registro, herbario, claves taxonómicas

		Estructura horizontal	- área basal - clases diamétricas	Razón	Cinta diamétrica, fichas de campo
Estructura del bosque	Organización espacial de los árboles según su tamaño y distribución dentro de las parcelas evaluadas	Estructura vertical	- Altura total - Estratos de altura - Distribución de individuos por estrato	Razón	Vara telescópica, fichas de campo

Anexo 1: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque primario - Parcela 1

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon	Simpson
				pi * ln(pi)	Pi^2
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Alchornea grandiflora</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Brunellia acostae</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Chrysochlamys sp.</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Clethra peruviana</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Clusia elliptica</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Clusia pseudomangle</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Critoniopsis jelskii</i>	2	0.0351	-3.3499	-0.1175	0.0012
<i>Critoniopsis pycnantha</i>	2	0.0351	-3.3499	-0.1175	0.0012
<i>Cyathea lechleri</i>	14	0.2456	-1.4040	-0.3448	0.0603
<i>Elaeagia mariae</i>	4	0.0702	-2.6568	-0.1864	0.0049
<i>Hedyosmum racemosum</i>	3	0.0526	-2.9444	-0.1550	0.0028
<i>Hedyosmum sprucei</i>	2	0.0351	-3.3499	-0.1175	0.0012
<i>Hieronyma asperifolia</i>	7	0.1228	-2.0971	-0.2575	0.0151
<i>Ladenbergia sp</i>	5	0.0877	-2.4336	-0.2135	0.0077
<i>Miconia ternatifolia</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Nectandra sordida</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Ocotea benthamiana</i>	3	0.0526	-2.9444	-0.1550	0.0028
<i>Oreopanax microflorous</i>	2	0.0351	-3.3499	-0.1175	0.0012
<i>Schefflera sp.</i>	1	0.0175	-4.0431	-0.0709	0.0003
<i>Weinmannia lentiscifolia</i>	3	0.0526	-2.9444	-0.1550	0.0028
	57			2.65	0.90

Anexo 02: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque primario - Parcela 2

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon	Simpson
				pi * ln(pi)	Pi^2
<i>Alchornea grandiflora</i>	7	0.0583	-2.8416	-0.1658	0.0034
<i>Baccharis brachylaenoides</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Brunellia sibundoya</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Clusia ducu</i>	2	0.0167	-4.0943	-0.0682	0.0003
<i>Clusia pseudomangle</i>	4	0.0333	-3.4012	-0.1134	0.0011
<i>Cyathea lechleri</i>	39	0.3250	-1.1239	-0.3653	0.1056
<i>Cybianthus cuatrecasii</i>	5	0.0417	-3.1781	-0.1324	0.0017
<i>Escallonia paniculata</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Gynoxys sp</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Hedyosmum anisodorum</i>	9	0.0750	-2.5903	-0.1943	0.0056
<i>Hieronyma asperifolia</i>	3	0.0250	-3.6889	-0.0922	0.0006
<i>Hieronyma sp</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Ilex sp.</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Maytenus verticillata</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Miconia floribunda</i>	10	0.0833	-2.4849	-0.2071	0.0069
<i>Miconia ternatifolia</i>	9	0.0750	-2.5903	-0.1943	0.0056
<i>Myrsine coriacea</i>	3	0.0250	-3.6889	-0.0922	0.0006
<i>Ocotea benthamiana</i>	2	0.0167	-4.0943	-0.0682	0.0003
<i>Ocotea sp1</i>	3	0.0250	-3.6889	-0.0922	0.0006
<i>Ocotea sp2</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Ocotea sp3</i>	5	0.0417	-3.1781	-0.1324	0.0017
<i>Palicourea sp.</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Podocarpus macrostachys</i>	3	0.0250	-3.6889	-0.0922	0.0006
<i>Schefflera sp.</i>	2	0.0167	-4.0943	-0.0682	0.0003
<i>Symplocos fuscate</i>	3	0.0250	-3.6889	-0.0922	0.0006
<i>Tibouchina lepidota</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
<i>Vismia baccifera</i>	1	0.0083	-4.7875	-0.0399	0.0001
	120			2.61	0.86

Anexo 03: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque primario - Parcela 3

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon	Simpson
				pi * ln(pi)	Pi^2
<i>Alchornea glandulosa</i>	1	0.0115	-4.4659	-0.0513	0.0001
<i>Alsophila sp.</i>	2	0.0230	-3.7728	-0.0867	0.0005
<i>Boehmeria caudata</i>	1	0.0115	-4.4659	-0.0513	0.0001
<i>Cecropia andina</i>	3	0.0345	-3.3673	-0.1161	0.0012
<i>Clethra peruviana</i>	2	0.0230	-3.7728	-0.0867	0.0005
<i>Critoniopsis jelskii</i>	19	0.2184	-1.5215	-0.3323	0.0477
<i>Critoniopsis pycnantha</i>	11	0.1264	-2.0680	-0.2615	0.0160
<i>Cupania cinerea</i>	3	0.0345	-3.3673	-0.1161	0.0012
<i>Cyathea lechleri</i>	6	0.0690	-2.6741	-0.1844	0.0048
<i>Cyathea oscaroanum</i>	2	0.0230	-3.7728	-0.0867	0.0005
<i>Dendropanax arboreus</i>	3	0.0345	-3.3673	-0.1161	0.0012
<i>Euphorbia laurifolia</i>	4	0.0460	-3.0796	-0.1416	0.0021
<i>Meliosma caballeroensis</i>	7	0.0805	-2.5200	-0.2028	0.0065
<i>Meliosma schlimii</i>	10	0.1149	-2.1633	-0.2487	0.0132
<i>Miconia media</i>	2	0.0230	-3.7728	-0.0867	0.0005
<i>Nectandra reticulata</i>	5	0.0575	-2.8565	-0.1642	0.0033
<i>Senna obliqua</i>	1	0.0115	-4.4659	-0.0513	0.0001
<i>Siparuna aspera</i>	5	0.0575	-2.8565	-0.1642	0.0033
	87			2.55	0.90

Anexo 04: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque primario - Parcela 4

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon	Simpson
				pi * ln(pi)	Pi^2
<i>Alchornea glandulosa</i>	2	0.0370	-3.2958	-0.1221	0.0014
<i>Alsophila sp.</i>	2	0.0370	-3.2958	-0.1221	0.0014
<i>Boehmeria caudata</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Bunchosia lindeniana</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Clethra cuneata</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Critoniopsis jelskii</i>	4	0.0741	-2.6027	-0.1928	0.0055
<i>Critoniopsis pycnantha</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Cyathea lechleri</i>	2	0.0370	-3.2958	-0.1221	0.0014
<i>Cyathea oscaroanum</i>	5	0.0926	-2.3795	-0.2203	0.0086
<i>Dendropanax arboreus</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Guarea kunthiana</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Hieronyma sp</i>	14	0.2593	-1.3499	-0.3500	0.0672
<i>Meliosma schlimii</i>	3	0.0556	-2.8904	-0.1606	0.0031
<i>Ocotea benthamiana</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Ocotea sp4</i>	2	0.0370	-3.2958	-0.1221	0.0014
<i>Ocotea sp5</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Senna obliqua</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Siparuna aspera</i>	2	0.0370	-3.2958	-0.1221	0.0014
<i>Solanum pseudosycophanta</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Tovomita sp.</i>	1	0.0185	-3.9890	-0.0739	0.0003
<i>Trichilia sp</i>	7	0.1296	-2.0431	-0.2648	0.0168
	54			2.61	0.89

Anexo 05: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque secundario - Parcela 5

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon	Simpson
				pi * ln(pi)	Pi^2
<i>Alsophila cuspidata</i>	5	0.0781	-2.5494	-0.1992	0.0061
<i>Baccharis brachylaenoides</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Calypttranthes sp.</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Ceroxylon vogelianum</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Clethra cuneata</i>	2	0.0313	-3.4657	-0.1083	0.0010
<i>Clethra peruviana</i>	3	0.0469	-3.0603	-0.1435	0.0022
<i>Clethra revoluta</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Clusia multiflora</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Cordia sp.</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Critoniopsis jelskii</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Cyathea lechleri</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Faramea flavicans</i>	2	0.0313	-3.4657	-0.1083	0.0010
<i>Geissanthus ecuadorensis</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Geissanthus myrianthus</i>	2	0.0313	-3.4657	-0.1083	0.0010
<i>Guarea kunthiana</i>	3	0.0469	-3.0603	-0.1435	0.0022
<i>Hedyosmum scabrum</i>	5	0.0781	-2.5494	-0.1992	0.0061
<i>Hedyosmum translucidum</i>	8	0.1250	-2.0794	-0.2599	0.0156
<i>Maytenus retusa</i>	4	0.0625	-2.7726	-0.1733	0.0039
<i>Meliosma schlimii</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Morella pubescens</i>	9	0.1406	-1.9617	-0.2759	0.0198
<i>Myrsine coriacea</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Ocotea sp6</i>	2	0.0313	-3.4657	-0.1083	0.0010
<i>Psidium pedicellatum</i>	5	0.0781	-2.5494	-0.1992	0.0061
<i>Ruagea microphylla</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Saurauia peruviana</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
<i>Tibouchina lepidota</i>	1	0.0156	-4.1589	-0.0650	0.0002
	64			2.94	0.93

Anexo 06: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque secundario - Parcela 6

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon pi * ln(pi)	Simpson Pi^2
<i>Alsophila cuspidata</i>	3	0.0588	-2.8332	-0.1667	0.0035
<i>Axinaea lanceolata</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Baccharis sp.</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Bejaria mathewsii</i>	2	0.0392	-3.2387	-0.1270	0.0015
<i>Casearia sp.</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Clethra cuneata</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Clethra revoluta</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Clusia multiflora</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Critoniopsis jelskii</i>	14	0.2745	-1.2928	-0.3549	0.0754
<i>Croton rimbachii</i>	2	0.0392	-3.2387	-0.1270	0.0015
<i>Guarea kunthiana</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Hedyosmum dombeyanum</i>	11	0.2157	-1.5339	-0.3308	0.0465
<i>Ilex karstenii</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Meliosma schlimii</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Ocotea sp7</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Oreopanax microflorous</i>	3	0.0588	-2.8332	-0.1667	0.0035
<i>Palicourea sp.</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Ruagea microphylla</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Solanum sp.</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
<i>Turpinia occidentalis</i>	2	0.0392	-3.2387	-0.1270	0.0015
<i>Vismia pozuzoensis</i>	1	0.0196	-3.9318	-0.0771	0.0004
	51			2.48	0.86

Anexo 07: Índice de diversidad de Shannon y Simpson - Bosque secundario - Parcela 7

Especie	ni	pi	Ln(pi)	Shannon	Simpson
				pi * ln(pi)	Pi^2
<i>Abatia parviflora</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Baccharis brachylaenoides</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Barnadesia parviflora</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Brunellia ovalifolia</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Clethra peruviana</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Columellia oblonga</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Critoniopsis pycnantha</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Croton rimbachii</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Escallonia myrtiloides</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Escallonia paniculata</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Freziera verrucosa</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Gaiadendron punctatum</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Hesperomeles obtusifolia</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Hieronyma oblonga</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Oreocallis grandiflora</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Palicourea virgata</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Saurauia prainiana</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Verbesina jelskii</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Weinmannia dzieduszyckii</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
<i>Weinmannia pentaphylla</i>	1	0.0476	-3.0445	-0.1450	0.0023
	21			3.04	0.95

Anexo 08: Índice de Valor de Importancia - Bosque primario completo

Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	
<i>Cyathea lechleri</i>	61	19.18	100.00	4.60	1.33	12.70	12.16
<i>Critoniopsis jelskii</i>	25	7.86	75.00	3.45	0.96	9.20	6.84
<i>Hieronyma sp</i>	15	4.72	50.00	2.30	0.90	8.63	5.21
<i>Critoniopsis pycnantha</i>	14	4.40	75.00	3.45	0.64	6.12	4.66
<i>Meliosma schlimii</i>	13	4.09	50.00	2.30	0.54	5.21	3.87
<i>Trichilia sp</i>	7	2.20	25.00	1.15	0.77	7.38	3.58
<i>Hieronyma asperifolia</i>	10	3.14	50.00	2.30	0.28	2.69	2.71
<i>Ocotea benthamiana</i>	6	1.89	75.00	3.45	0.26	2.47	2.60
<i>Alchornea grandiflora</i>	8	2.52	50.00	2.30	0.28	2.70	2.50
<i>Miconia ternatifolia</i>	10	3.14	50.00	2.30	0.17	1.64	2.36
<i>Clethra peruviana</i>	3	0.94	50.00	2.30	0.33	3.13	2.13
<i>Alchornea glandulosa</i>	4	1.26	75.00	3.45	0.17	1.65	2.12
<i>Miconia floribunda</i>	10	3.14	25.00	1.15	0.21	2.02	2.10
<i>Hedyosmum anisodorum</i>	9	2.83	25.00	1.15	0.20	1.95	1.98
<i>Cyathea oscaroanum</i>	7	2.20	50.00	2.30	0.13	1.20	1.90
<i>Meliosma caballeroensis</i>	7	2.20	25.00	1.15	0.23	2.19	1.85
<i>Siparuna aspera</i>	7	2.20	50.00	2.30	0.09	0.89	1.80
<i>Clusia pseudomangle</i>	5	1.57	50.00	2.30	0.13	1.24	1.70
<i>Senna obliqua</i>	2	0.63	50.00	2.30	0.17	1.59	1.51
<i>Dendropanax arboreus</i>	4	1.26	50.00	2.30	0.08	0.79	1.45
<i>Miconia media</i>	2	0.63	25.00	1.15	0.27	2.56	1.45
<i>Cecropia andina</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.23	2.21	1.44
<i>Alsophila sp.</i>	4	1.26	50.00	2.30	0.07	0.70	1.42
<i>Schefflera sp.</i>	3	0.94	50.00	2.30	0.09	0.86	1.37
<i>Ladenbergia sp</i>	5	1.57	25.00	1.15	0.13	1.29	1.34
<i>Ocotea sp3</i>	5	1.57	25.00	1.15	0.11	1.04	1.25
<i>Podocarpus macrostachys</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.17	1.59	1.23
<i>Nectandra reticulata</i>	5	1.57	25.00	1.15	0.07	0.70	1.14
<i>Boehmeria caudata</i>	2	0.63	50.00	2.30	0.05	0.44	1.12
<i>Euphorbia laurifolia</i>	4	1.26	25.00	1.15	0.10	0.91	1.11
<i>Elaeagia mariae</i>	4	1.26	25.00	1.15	0.09	0.91	1.10
<i>Cybianthus cuatrecasasii</i>	5	1.57	25.00	1.15	0.05	0.47	1.06
<i>Weinmannia lentiscifolia</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.10	0.99	1.03
<i>Myrsine coriacea</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.08	0.73	0.94
<i>Ocotea sp1</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.05	0.52	0.87
<i>Symplocos fuscate</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.05	0.48	0.86

<i>Hedyosmum racemosum</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.04	0.41	0.83
<i>Cupania cinerea</i>	3	0.94	25.00	1.15	0.04	0.38	0.82
<i>Clusia ducu</i>	2	0.63	25.00	1.15	0.06	0.56	0.78
<i>Escallonia paniculata</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.09	0.88	0.78
<i>Hedyosmum sprucei</i>	2	0.63	25.00	1.15	0.06	0.55	0.77
<i>Oreopanax microflorous</i>	2	0.63	25.00	1.15	0.05	0.46	0.75
<i>Solanum pseudosycophanta</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.08	0.72	0.73
<i>Baccharis brachylaenoides</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.07	0.69	0.72
<i>Ocotea sp5</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.07	0.68	0.71
<i>Ocotea sp4</i>	2	0.63	25.00	1.15	0.02	0.16	0.65
<i>Tibouchina lepidota</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.05	0.44	0.63
<i>Vismia baccifera</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.03	0.28	0.58
<i>Bunchosia lindeniana</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.03	0.26	0.58
<i>Maytenus verticillata</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.02	0.20	0.55
<i>Brunellia acostae</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.02	0.20	0.55
<i>Tovomita sp.</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.02	0.18	0.55
<i>Ocotea sp2</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.02	0.17	0.54
<i>Clethra cuneata</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.02	0.16	0.54
<i>Guarea kunthiana</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.02	0.16	0.54
<i>Brunellia sibundoya</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.11	0.52
<i>Chrysochlamys sp.</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.10	0.52
<i>Gynoxys sp</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.10	0.52
<i>Ilex sp.</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.09	0.52
<i>Clusia elliptica</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.09	0.52
<i>Palicourea sp.</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.08	0.52
<i>Nectandra sordida</i>	1	0.31	25.00	1.15	0.01	0.08	0.51
	318	100	2175	100	10	100	100

Anexo 09: Índice de Valor de Importancia - Bosque secundario completo

Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	
<i>Hedyosmum translucidum</i>	8	5.88	25.00	1.47	0.66	16.28	7.88
<i>Critoniopsis jelskii</i>	15	11.03	50.00	2.94	0.26	6.31	6.76
<i>Hedyosmum dombeyanum</i>	11	8.09	25.00	1.47	0.39	9.60	6.39
<i>Morella pubescens</i>	9	6.62	25.00	1.47	0.21	5.10	4.40
<i>Alsophila cuspidata</i>	8	5.88	50.00	2.94	0.10	2.58	3.80
<i>Guarea kunthiana</i>	4	2.94	50.00	2.94	0.22	5.36	3.75
<i>Baccharis brachylaenoides</i>	2	1.47	50.00	2.94	0.20	4.99	3.13
<i>Croton rimbachii</i>	3	2.21	50.00	2.94	0.16	4.01	3.05
<i>Maytenus retusa</i>	4	2.94	25.00	1.47	0.19	4.70	3.04
<i>Psidium pedicellatum</i>	5	3.68	25.00	1.47	0.14	3.56	2.90
<i>Hedyosmum scabrum</i>	5	3.68	25.00	1.47	0.09	2.27	2.47
<i>Clethra peruviana</i>	4	2.94	50.00	2.94	0.05	1.23	2.37
<i>Clusia multiflora</i>	2	1.47	50.00	2.94	0.09	2.31	2.24
<i>Clethra cuneata</i>	3	2.21	50.00	2.94	0.04	1.02	2.06
<i>Clethra revoluta</i>	2	1.47	50.00	2.94	0.06	1.59	2.00
<i>Ruagea microphylla</i>	2	1.47	50.00	2.94	0.05	1.13	1.85
<i>Geissanthus myrianthus</i>	2	1.47	25.00	1.47	0.10	2.36	1.77
<i>Meliosma schlimii</i>	2	1.47	50.00	2.94	0.03	0.73	1.71
<i>Oreopanax microflorou</i>	3	2.21	25.00	1.47	0.05	1.33	1.67
<i>Ocotea sp6</i>	2	1.47	25.00	1.47	0.08	1.96	1.63
<i>Hieronyma oblonga</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.11	2.62	1.61
<i>Oreocallis grandiflora</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.09	2.20	1.47
<i>Turpinia occidentalis</i>	2	1.47	25.00	1.47	0.05	1.18	1.37
<i>Brunellia ovalifolia</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.07	1.74	1.31
<i>Bejaria mathewsii</i>	2	1.47	25.00	1.47	0.02	0.55	1.17
<i>Faramea flavicans</i>	2	1.47	25.00	1.47	0.02	0.48	1.14
<i>Gaiadendron punctatum</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.04	0.97	1.06
<i>Escallonia myrtiloides</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.04	0.88	1.03
<i>Critoniopsis pycnantha</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.03	0.77	0.99
<i>Tibouchina lepidota</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.03	0.69	0.97
<i>Saurauia prainiana</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.55	0.92
<i>Cyathea lechleri</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.53	0.91
<i>Calyptranthes sp.</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.52	0.91
<i>Vismia pozuzoensis</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.52	0.91
<i>Weinmannia dzieduszyckii</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.51	0.91
<i>Columellia oblonga</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.50	0.90

<i>Casearia sp.</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.47	0.89
<i>Myrsine coriacea</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.46	0.89
<i>Verbesina jelskii</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.44	0.88
<i>Weinmannia pentaphylla</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.43	0.88
<i>Hesperomeles obtusifolia</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.41	0.87
<i>Ilex karstenii</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.02	0.38	0.86
<i>Freziera verrucosa</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.33	0.85
<i>Abatia parviflora</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.32	0.84
<i>Palicourea virgata</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.30	0.83
<i>Geissanthus ecuadorensis</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.29	0.83
<i>Solanum sp.</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.28	0.83
<i>Escallonia paniculata</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.28	0.83
<i>Barnadesia parviflora</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.27	0.82
<i>Axinaea lanceolata</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.26	0.82
<i>Ceroxylon vogelianum</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.23	0.81
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.22	0.81
<i>Ocotea sp7</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.21	0.81
<i>Saurauia peruviana</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.21	0.81
<i>Palicourea sp.</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.20	0.80
<i>Baccharis sp.</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.19	0.80
<i>Cordia sp.</i>	1	0.74	25.00	1.47	0.01	0.19	0.80
	136	100	1700	100	4.06183641	100	100.00

Anexo 10. Constancia de depósito de muestras botánicas herborizadas en HPRG.



UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
HERBARIO PEDRO RUIZ GALLO



“Año de la recuperación y consolidación de la economía peruana”

CONSTANCIA N°008-PRG-2025

LA DIRECTORA DEL HERBARIO PRG DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO, QUE SUSCRIBE,

Hace constar:

Que, Sr. Yamir Rommel Tenorio Berrios, identificado con DNI 46093677, depositó en el Herbario PRG ciento treinta (130) muestras herborizadas, la mismas que fueron colectadas con Autorización RA N° D000059-2024-MIDAGRI-SERFOR-ATFFS-CAJAMARCA, las cuales fueron identificadas y codificadas según el registro de herbario.

ESPECIE	FAMILIA	N° DE HERBARIO	N° DE COLECTOR
Alchornea glandulosa Poepp.	Euphorbiaceae	19700	05 julio 2024
Alchornea grandiflora Müll. Arg.	Euphorbiaceae	19701	05 julio 2024
Brunellia acostae Cuatrec.	Brunelliaceae	19702	05 julio 2024
Chrysochlamys sp.	Chusiaceae	19703	05 julio 2024
Clethra peruviana Szyszyl.	Clethraceae	19704	05 julio 2024
Clusia elliptica Kunth	Chusiaceae	19705	05 julio 2024
Clusia pseudomangle Planch. & Triana	Chusiaceae	19706	05 julio 2024
Critoniopsis jelskii(Hieron.) H. Rob.	Asteraceae	19707	05 julio 2024
Critoniopsis pycnantha (Benth.) H. Rob.	Asteraceae	19708	05 julio 2024
Cyathea lechleri Mett.	Cyatheaceae	19709	05 julio 2024
Elaeagia mariae Wedd.	Rubiaceae	19710	05 julio 2024
Hedyosmum racemosum (Ruiz & Pav.) G. Don	Chloranthaceae	19711	05 julio 2024
Hedyosmum sprucei Solms	Chloranthaceae	19712	05 julio 2024
Hieronyma asperifolia Pax & K. Hoffm.	Phyllanthaceae	19713	05 julio 2024
Ladenbergia sp	Rubiaceae	19714	05 julio 2024
Miconia ternatifolia Triana	Melastomataceae	19715	05 julio 2024
Nectandra sordida Rohwer	Lauraceae	19716	05 julio 2024
Ocotea benthamiana Mez	Lauraceae	19717	05 julio 2024
Oreopanax microfloroux Borchs.	Araliaceae	19718	05 julio 2024
Schefflera sp.	Araliaceae	19719	05 julio 2024
Weinmannia lentiscifolia C. Presl	Cunoniaceae	19720	05 julio 2024
Alchornea grandiflora Müll. Arg.	Euphorbiaceae	19721	6 julio 2024
Baccharis brachylaenoides Pers.	Asteraceae	19722	6 julio 2024
Brunellia sibundoya Cuatrec.	Brunelliaceae	19723	6 julio 2024

Av. Juan XXIII N° 391
Lambayeque - Perú

Edificio FCCBB – Ciudad Universitaria

hprg@unprg.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
HERBARIO PEDRO RUIZ GALLO



<i>Clusia ducu</i> Benth.	Clusiaceae	19724	6 julio 2024
<i>Cyathea lechleri</i> Mett.	Cyatheaceae	19725	6 julio 2024
<i>Cybianthus cuatrecasii</i> Pipoly	Primulaceae	19726	6 julio 2024
<i>Escallonia paniculata</i> (Ruiz & Pav.) Roem. & Schult.	Escalloniaceae	19727	6 julio 2024
<i>Gynoxys</i> sp	Asteraceae	19728	6 julio 2024
<i>Hedyosmum anisodorum</i> Todzia	Chloranthaceae	19729	6 julio 2024
<i>Hieronyma asperifolia</i> Pax & K. Hoffm.	Phyllanthaceae	19730	6 julio 2024
<i>Hieronyma</i> sp.	Phyllanthaceae	19731	6 julio 2024
<i>Hieronyma</i> sp2.	Phyllanthaceae	19732	6 julio 2024
<i>Ilex</i> sp.	Aquifoliaceae	19733	6 julio 2024
<i>Maytenus verticillata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Celastraceae	19734	6 julio 2024
<i>Miconia floribunda</i> (Bonpl.) DC.	Melastomataceae	19735	6 julio 2024
<i>Miconia</i> sp3.	Melastomataceae	19736	6 julio 2024
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae	19737	6 julio 2024
<i>Ocotea benthamiana</i> Mez	Lauraceae	19738	6 julio 2024
<i>Ocotea</i> sp1	Lauraceae	19739	6 julio 2024
<i>Ocotea</i> sp2	Lauraceae	19740	6 julio 2024
<i>Ocotea</i> sp3	Lauraceae	19741	6 julio 2024
<i>Palicourea</i> sp.	Rubiaceae	19742	6 julio 2024
<i>Podocarpus macrostachys</i> Parl.	Podocarpaceae	19743	6 julio 2024
<i>Symplocos fuscata</i> B. Stühl	Symplocaceae	19744	6 julio 2024
<i>Tibouchina lepidota</i> (Humb. & Bonpl.) P.J.F.Guim. & Michelang.	Melastomataceae	19745	6 julio 2024
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & Planch.	Hypericaceae	19746	6 julio 2024
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Euphorbiaceae	19747	7 julio 2024
<i>Alsophila</i> sp.	Cyatheaceae	19748	7 julio 2024
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Urticaceae	19749	7 julio 2024
<i>Clethra peruviana</i> Szyszyl.	Clethraceae	19750	7 julio 2024
<i>Critoniopsis pycnantha</i> (Benth.) H. Rob.	Asteraceae	19751	7 julio 2024
<i>Cupania cinerea</i> Poepp.	Sapindaceae	19752	7 julio 2024
<i>Cyathea oscariorum</i> A. Tejedor & Calat.	Cyatheaceae	19753	7 julio 2024
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	Araliaceae	19754	7 julio 2024
<i>Euphorbia laurifolia</i> Lam.	Euphorbiaceae	19755	7 julio 2024
<i>Meliosma caballeroensis</i> Cornejo	Sabiaceae	19756	7 julio 2024
<i>Meliosma schlimii</i> (Turcz.) Urb.	Sabiaceae	19757	7 julio 2024
<i>Miconia media</i> (D. Don) Naudin	Melastomataceae	19758	7 julio 2024
<i>Nectandra reticulata</i> Ruiz & Pav.) Mez	Lauraceae	19759	7 julio 2024
<i>Senna</i> sp.	Fabaceae	19760	7 julio 2024
<i>Siparuna aspera</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.	Siparunaceae	19761	7 julio 2024
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Urticaceae	19762	8 julio 2024
<i>Bunchosia lindeniana</i> A. Juss.	Malpighiaceae	19763	8 julio 2024



UNIVERSIDAD NACIONAL PEDRO RUIZ GALLO
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
HERBARIO PEDRO RUIZ GALLO



Cyathea lechleri Mett.	Cyatheaceae	19764	8 julio 2024
Hieronyma sp.	Phyllanthaceae	19765	8 julio 2024
Ocotea sp4	Lauraceae	19766	8 julio 2024
Ocotea sp5	Lauraceae	19767	8 julio 2024
Senna obliqua (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	19768	8 julio 2024
Tovomita sp.	Chusiaceae	19769	8 julio 2024
Trichilia sp	Meliaceae	19770	8 julio 2024
Alsophila cuspidata (Kunze) D.S. Conant	Cyatheaceae	19771	9 julio 2024
Baccharis brachylaenoides Pers.	Asteraceae	19772	9 julio 2024
Calyptanthus sp.	Myrtaceae	19773	9 julio 2024
Ceroxylon vogelianum (Engel) H. Wendl.	Arecaceae	19774	9 julio 2024
Clethra peruviana Szyszyl.	Clethraceae	19775	9 julio 2024
Clethra revoluta Ruiz & Pav.	Clethraceae	19776	9 julio 2024
Cordia sp.	Cordiaceae	19777	9 julio 2024
Faramea flavicans (Kunth) DC.	Rubiaceae	19778	9 julio 2024
Geissanthus ecuadorensis Mez	Primulaceae	19779	9 julio 2024
Geissanthus myrianthus (Mansf.) G. Agostini	Primulaceae	19780	9 julio 2024
Guarea kunthiana A. Juss.	Meliaceae	19781	9 julio 2024
Hedyosmum scabrum (Ruiz & Pav.) Solms	Chloranthaceae	19782	9 julio 2024
Hedyosmum translucidum Cuatrec.	Chloranthaceae	19783	9 julio 2024
Maytenus retusa (Poir.) Briq.	Celastraceae	19784	9 julio 2024
Meliosma schlimii (Turcz.) Urb.	Sabiaceae	19785	9 julio 2024
Morella pubescens (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur	Myricaceae	19786	9 julio 2024
Ocotea sp5	Lauraceae	19787	9 julio 2024
Psidium pedicellatum McVaugh	Myrtaceae	19788	9 julio 2024
Ruarea microphylla (Sw.) Kartesz & Gandhi	Meliaceae	19789	9 julio 2024
Saurauia peruviana Buscal.	Actinidaceae	19790	9 julio 2024
Axinaea lanceolata Ruiz & Pav.	Melastomataceae	19791	10 julio 2024
Baccharis sp.	Asteraceae	19792	10 julio 2024
Bejaria mathewsii Fielding & Gardner	Ericaceae	19793	10 julio 2024
Casearia sp.	Symplocaceae	19794	10 julio 2024
Clethra cuneata Rusby	Clethraceae	19795	10 julio 2024
Clethra revoluta Ruiz & Pav.	Clethraceae	19796	10 julio 2024
Clusia multiflora Kunth	Clusiaceae	19797	10 julio 2024
Critoniopsis jelskii (Hieron.) H. Rob.	Asteraceae	19798	10 julio 2024
Guarea kunthiana A. Juss.	Meliaceae	19799	10 julio 2024
Hedyosmum dombeyanum Solms	Chloranthaceae	19800	10 julio 2024
Ilex karstenii Loes.	Aquifoliaceae	19801	10 julio 2024
Meliosma schlimii (Turcz.) Urb.	Sabiaceae	19802	10 julio 2024
Myrsine coriacea (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae	19803	10 julio 2024