

Versión CRAI Cleyser y Carlos final.pdf

 Universidad Peruana Union

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::29566:611365910

Fecha de entrega

30 jul 2026, 11:15 a.m. GMT-5

Fecha de descarga

30 jul 2026, 11:16 a.m. GMT-5

Nombre del archivo

Versión CRAI Cleyser y Carlos final.pdf

Tamaño del archivo

1.2 MB

24 páginas

5818 palabras

33.186 caracteres

7% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto mencionado
- Coincidencias menores (menos de 12 palabras)

Fuentes principales

- 6%  Fuentes de Internet
- 2%  Publicaciones
- 4%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Fuentes principales

- 6% Fuentes de Internet
- 2% Publicaciones
- 4% Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	repositorio.upeu.edu.pe	3%
2	Internet	www.scielo.cl	<1%
3	Publicación	MERCADO PINTO ALBERTO. "Plan de Abandono Parcial del Diéselducto entre la R...	<1%
4	Internet	apirepositorio.unu.edu.pe	<1%
5	Internet	repositorio.unprg.edu.pe	<1%
6	Internet	revista-agroproductividad.org	<1%
7	Publicación	"Inventarios Forestales Nacionales de América Latina y el Caribe", Food and Agric...	<1%
8	Trabajos entregados	Quality Leadership Universidad on 2026-06-28	<1%
9	Internet	portal.amelica.org	<1%
10	Trabajos entregados	Universidad de Almeria on 2026-03-13	<1%
11	Internet	www.coursehero.com	<1%

1

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
Escuela Profesional de EP Ingeniería Ambiental



1

COMPARACIÓN DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO
ENTRE BOSQUE PRIMARIO RESIDUAL Y BOSQUE
SECUNDARIO EN EL SECTOR PROGRESO, SAN MARTÍN,
PERÚ

Tesis para obtener el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Autor:

Carlos Fernando Gaston Pacaya
Cleyser Aurelio García Saldaña

1

Asesor:

Ing. Msc. Ceila Paquita Lao Olivares

Tarapoto, julio de 2026

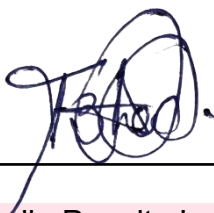
DECLARACIÓN JURADA DE ORIGINALIDAD DE TESIS

Yo Ceila Paquita Lao Olivares, docente de la Facultad de Ingeniería Y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que la presente investigación titulada: **“COMPARACION DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO ENTRE BOSQUE PRIMARIO RESIDUAL Y BOSQUE SECUNDARIO EN EL SECTOR PROGRESO, SAN MARTÍN, PERÚ”** del (los) autor (autores) Carlos Fernando Gaston Pacaya, Cleyser Aurelio García Saldaña, tiene un índice de similitud de 4% verificable en el informe del programa Turnitin, y fue realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

En tal sentido asumo la responsabilidad que corresponde ante cualquier falsedad u omisión de los documentos como de la información aportada, firmo la presente declaración en la ciudad de Tarapoto a los 02 días del mes de Julio del año 2026



Ceila Paquita Lao Olivares

43226643

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En San Martín, Tarapoto, Morales, a 16 día(s) del mes de Junio del año 2026 siendo las 10:00 horas se reunieron los miembros del jurado en la Universidad Peruana Unión Campus Tarapoto, bajo la dirección del (de la) presidente(a): Ing. Seyer Rengifo Arévalo el (la) secretario(a): Mg. Carmelino Almaraz Villegas y los demás miembros: Mg. Andres Erick Gonzales Lopez y Mg. Betsabeth Teresa Padilla Macedo y el (la) asesor(a) Mg. Ceila pagueta Lao Olivares

con el propósito de administrar el acto académico de sustentación de la tesis titulado: Comparación del almacenamiento de carbono entre bosque primario residual y bosque secundario en el sector progreso, San Martín, Perú

del(los) bachiller/es: a) Carlos Fernando Gaston Pacaya
b) Cleyser Aurelio García Saldana
c)

conducente a la obtención del título profesional de: Ingeniero Ambiental
(Denominación del Título Profesional)

El Presidente inició el acto académico de sustentación invitando al (a la) / a (los) (las) candidato(a)s hacer uso del tiempo determinado para su exposición. Concluida la exposición, el Presidente invitó a los demás miembros del jurado a efectuar las preguntas, y aclaraciones pertinentes, las cuales fueron absueltas por al (a la) / a (los) (las) candidato(a)s. Luego, se produjo un receso para las deliberaciones y la emisión del dictamen del jurado.

Posteriormente, el jurado procedió a dejar constancia escrita sobre la evaluación en la presente acta, con el dictamen siguiente:

Bachiller-(a): Carlos Fernando Gaston Pacaya

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
<u>Aprobado</u>	<u>17</u>	<u>B+</u>	<u>Muy Bueno</u>	<u>Sobresaliente</u>

Bachiller -(b): Cleyser Aurelio García Saldana

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
<u>Aprobado</u>	<u>17</u>	<u>B+</u>	<u>Muy Bueno</u>	<u>Sobresaliente</u>

Bachiller -(c):

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	

(*) Ver parte posterior

Finalmente, el Presidente del jurado invitó al (a la) / a (los) (las) candidato(a)s a ponerse de pie, para recibir la evaluación final y concluir el acto académico de sustentación procediéndose a registrar las firmas respectivas.

[Firma]
Presidente/a
[Firma]
Asesor/a
[Firma]
Bachiller (a)

[Firma]
Miembro
[Firma]
Bachiller (b)

[Firma]
Secretario/a
[Firma]
Miembro
[Firma]
Bachiller (c)

INDICE

RESUMEN	5
ABSTRACT	6
INTRODUCCIÓN	7
MATERIAL Y MÉTODOS	8
RESULTADOS	11
DISCUSIÓN	12
CONCLUSIONES	14
AGRADECIMIENTOS	16
REFERENCIAS	16
ANEXOS	21

COMPARACIÓN DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO ENTRE BOSQUE PRIMARIO RESIDUAL Y BOSQUE SECUNDARIO EN EL SECTOR PROGRESO, SAN MARTÍN, PERÚ

Carlos Fernando GASTON PACAYA^{1*}, Cleyser Aurelio GARCÍA SALDAÑA²,
Ceila LAO³

¹ Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión (UPeU). Jr. Los Mártires N.º 340, Tarapoto 22201, Perú. carlos.gaston@upeu.edu.pe — ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-6858-4475>

² Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión (UPeU). Jr. Los Mártires N.º 340, Tarapoto 22201, Perú. aurelio.garcia@upeu.edu.pe — ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-6775-5058>

³ Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Peruana Unión (UPeU). Jr. Los Mártires N.º 340, Tarapoto 22201, Perú. ceila.lao@upeu.edu.pe — ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0125-2133>

* Autor para correspondencia: carlos.gaston@upeu.edu.pe

RESUMEN

El estudio comparó la capacidad de almacenamiento de carbono y la diversidad florística del bosque primario residual y bosque secundario en el sector Progreso, distrito de La Banda de Shilcayo, San Martín, Perú, durante el año 2024. El estudio se realizó en un área privada de 5,17 ha, donde se establecieron 24 parcelas de Whittaker de 0,1 ha (12 en bosque primario residual y 12 en bosque secundario). Se utilizaron ecuaciones alométricas, índices de diversidad biológica, análisis descriptivo y la prueba t de Student para muestras independientes con un nivel de confianza del 95 % ($\alpha = 0,05$). Con 53 familias, 156 especies y 1401 individuos, el bosque secundario presenta la mayor diversidad y riqueza, así como índices más altos de Shannon-Wiener (4,462), de Simpson (0,9816) y de Pielou (0,8847), atributos asociados a procesos de regeneración ecológica. Se encontraron 47 familias, 149 especies y 1543 individuos en el bosque primario residual, junto con valores elevados de altura y diámetro a la altura del pecho (DAP), con diferencias estadísticamente elevadas ($t = 3,182$; $p = 0,002$ y $t = 2,809$; $p = 0,005$). Como resultado, alcanzó una biomasa de 163,63 t y un almacenamiento de 300,01 t CO₂ ha⁻¹ en el bosque

primario, que fueron superiores a los 107,08 t y 196,32 t CO₂ ha⁻¹ del bosque secundario. Se concluyó que el bosque primario residual constituye una reserva estratégica de carbono, mientras que el bosque secundario cumple un papel relevante en la restauración de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos.

Palabras clave: captura de carbono; bosque primario residual; bosque secundario; diversidad florística; Amazonía peruana.

COMPARATIVE ANALYSIS OF CARBON STORAGE BETWEEN RESIDUAL PRIMARY FOREST AND SECONDARY FOREST IN THE PROGRESO SECTOR, SAN MARTÍN, PERU

ABSTRACT

The study compared the carbon storage capacity and floristic diversity of a remnant primary forest and a secondary forest in the Progreso sector, La Banda de Shilcayo district, San Martín, Peru, during 2024. The study was conducted on a 5.17 ha private area, where 24 modified Whittaker plots of 0.1 ha each were established (12 in the remnant primary forest and 12 in the secondary forest). Allometric equations, biodiversity indices, descriptive analysis, and the Student's t-test for independent samples were used with a 95% confidence level ($\alpha = 0.05$). With 53 families, 156 species, and 1401 individuals, the secondary forest exhibited the greatest diversity and richness, as well as higher Shannon-Wiener (4.462), Simpson (0.9816), and Pielou (0.8847) indices, attributes associated with ecological regeneration processes. Forty-seven families, 149 species, and 1543 individuals were found in the residual primary forest, along with higher structural values for total height and diameter at breast height (DBH), with statistically significant differences ($t = 3.182$; $p = 0.002$ and $t = 2.809$; $p = 0.005$). As a result, it reached a biomass of 163.63 t ha⁻¹ and a carbon storage of 300.01 t CO₂ ha⁻¹, which were higher than the 107.08 t ha⁻¹ and 196.32 t CO₂ ha⁻¹ of the secondary forest. It was concluded that the residual primary forest constitutes a strategic carbon reserve, while the secondary forest plays a relevant role in the restoration of biodiversity and ecosystem services.

Keywords: carbon sequestration; residual primary forest; secondary forest; plant diversity; Peruvian Amazon.

INTRODUCCIÓN

La deforestación en la Amazonía peruana constituye una de las principales amenazas ambientales, debido a sus efectos sobre la biodiversidad y sobre el ciclo global del carbono. En 2022, el Perú perdió 146 575 ha de bosques amazónicos, principalmente en las regiones de San Martín, Ucayali, Loreto, Madre de Dios, Huánuco y Junín, las cuales concentraron el 86% de la deforestación nacional (FCDS, 2024). Esta pérdida de cobertura forestal libera grandes cantidades del carbono almacenado en la biomasa y, de ese modo, contribuye al cambio climático. Por ello, los bosques primarios cumplen un rol estratégico como sumideros de carbono y como reguladores climáticos.

En el Perú, más del 60% del territorio está cubierto por bosques (MINAM, 2019), los cuales desempeñan funciones esenciales, como el almacenamiento de carbono, la regulación hídrica y la conservación de hábitats (Clemente-Arenas, 2021; FAO & PNUMA, 2020). Diversos estudios reportan que los bosques amazónicos intactos pueden capturar aproximadamente $0,54 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Vicuña et al., 2018). No obstante, actividades como la expansión agrícola, la tala selectiva y la minería continúan degradando estos ecosistemas (Bernal, 2023; Vallejos-Torres et al., 2024).

Frente a este escenario, los bosques secundarios representan una alternativa de regeneración natural con potencial para recuperar carbono. Vallejos-Torres et al. (2023) estimaron que los bosques secundarios de San Martín almacenan en promedio $132,2 \text{ t ha}^{-1}$ de dióxido de carbono, mientras que Vela Alvarado et al. (2024) reportaron hasta $267,26 \text{ t ha}^{-1}$ en bosques primarios amazónicos. Sin embargo, aún son escasos los estudios locales que comparen de forma simultánea el almacenamiento de carbono y la diversidad florística entre bosques primarios y secundarios.

En este contexto, el sector Progreso, ubicado en el distrito de La Banda de Shilcayo, representa un área de interés por la coexistencia de remanentes de bosque primario residual y bosque secundario bajo condiciones ambientales

9

similares. Por ello, el presente estudio tuvo como objetivo comparar el almacenamiento de carbono, la biomasa aérea y la diversidad florística entre ambos tipos de bosque, así como estimar el valor económico del carbono retenido. Se planteó como hipótesis que el bosque primario residual presenta una mayor capacidad de almacenamiento de carbono, mientras que el bosque secundario posee una mayor diversidad florística asociada a procesos de regeneración ecológica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Lugar de evaluación y diseño del estudio

El estudio se realizó en el sector Progreso, distrito de La Banda de Shilcayo (Figura 1), ubicado en las coordenadas UTM Este 356 044 y Norte 9 291 375. El área evaluada comprendió un predio privado de 5,17 ha, de las cuales 2 ha correspondieron a bosque secundario y 3,17 ha a bosque primario residual. La zona presenta un gradiente altitudinal entre 560 y 670 m s. n. m., con un clima cálido y muy lluvioso, caracterizado por una alta humedad relativa durante todo el año.

Previamente al muestreo se realizó un reconocimiento de campo y la revisión de información secundaria del área de estudio. Con base en las características florísticas y estructurales y en el historial de uso del suelo, la parte baja del terreno fue clasificada como bosque secundario, con aproximadamente 20 años de regeneración natural posterior al abandono de actividades agrícolas. Según Finegan (1996) y Poorter et al. (2016), este tipo de bosque corresponde a una etapa sucesional intermedia, caracterizada por la coexistencia de especies pioneras de larga vida y especies tolerantes a la sombra, lo que evidencia una mayor riqueza florística y una estructura forestal en proceso de consolidación. Asimismo, de acuerdo con la Zonificación Ecológica y Económica de San Martín, esta área presenta un valor ecológico bajo debido a antecedentes de intervención antrópica.

Por otro lado, la parte alta del predio fue clasificada como bosque primario residual, ya que mantiene una estructura, composición y funcionalidad ecológica

similares a las de un bosque primario, aunque con cierto nivel de alteración o fragmentación antrópica (SERFOR, 2024) (Figura 1).

Muestreo de los árboles en el bosque primario y el bosque secundario

El muestreo de la diversidad florística se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en la Guía de inventario de la flora y vegetación, la cual define los criterios y procedimientos básicos para la ejecución de inventarios en ecosistemas continentales (MINAM, 2015). El área de estudio se dividió en 2 ha correspondientes al bosque secundario y 3,17 ha al bosque primario residual. El muestreo se llevó a cabo mediante el establecimiento de parcelas Whittaker modificadas de 0,1 ha (20×50 m) (Figura 2), un método ampliamente utilizado en estudios de bosques tropicales, andinos y amazónicos por su eficiencia para describir patrones de diversidad alfa y beta, evaluar el grado de perturbación y estimar la biomasa vegetal y la cobertura del dosel (Phillips et al., 2004). En total se instalaron 24 parcelas distribuidas aleatoriamente dentro del predio: 12 en el bosque secundario y 12 en el bosque primario residual.

Cada parcela estuvo conformada por subparcelas de diferentes dimensiones, de acuerdo con la metodología propuesta por el MINAM (2015). En cada parcela se establecieron diez subparcelas de $2 \times 0,5$ m, en las cuales se registraron las especies herbáceas con una altura menor a 40 cm. Asimismo, se delimitaron dos subparcelas de 5×2 m para la evaluación de arbustos y árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 1 cm. Adicionalmente, se estableció una subparcela de 20×5 m, dentro de la cual se evaluaron los individuos arbóreos con un DAP mayor o igual a 5 cm. Finalmente, en la parcela completa de 50×20 m se evaluaron todos los árboles con un DAP mayor o igual a 10 cm (Figura 2 y Tabla 1).

Determinación del carbono

La estimación del carbono arbóreo se realizó a partir del cálculo de la biomasa de los individuos muestreados, utilizando como variables el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura total del árbol, así como la densidad básica de la madera, expresada en g cm^{-3} . Para ello se empleó la ecuación alométrica propuesta por Chave et al. (2014), desarrollada específicamente para bosques

tropicales. La densidad de la madera se obtuvo de la Global Wood Density Database, que compila valores estandarizados de densidad básica para miles de especies arbóreas a nivel mundial (Zanne et al., 2009). Una vez estimada la biomasa arbórea, el carbono almacenado se calculó aplicando el factor de conversión propuesto por Brown et al. (1992), el cual establece que, en bosques húmedos tropicales, aproximadamente el 50% de la biomasa seca corresponde a carbono. Posteriormente, el carbono estimado se transformó a dióxido de carbono equivalente (CO_2 eq) mediante la relación molecular entre el carbono y el dióxido de carbono, equivalente a un factor de 3,67.

Finalmente, para la valoración económica del carbono almacenado se utilizó el enfoque propuesto por Mogas (2004), que establece un marco conceptual y metodológico para la valoración monetaria de bienes y servicios ambientales. El valor monetario del carbono retenido se calculó multiplicando la cantidad de CO_2 equivalente por el precio social del carbono vigente para el Perú, establecido por el Ministerio de Economía y Finanzas (MEF).

Determinación de los índices de diversidad biológica

Para comparar la diversidad biológica entre el bosque primario residual y el bosque secundario se utilizaron distintos índices ecológicos: abundancia absoluta y relativa, índices de Shannon-Wiener, de Simpson y de equitatividad de Pielou, así como los coeficientes de similitud de Jaccard y de Morisita-Horn.

La abundancia absoluta representa el número total de individuos registrados por especie, mientras que la abundancia relativa expresa el porcentaje de individuos de cada especie respecto al total de la comunidad (Magurran, 2004; Moreno, 2001). El índice de Shannon-Wiener (H') evaluó la diversidad considerando la riqueza y la abundancia de especies (Krebs, 2014; Magurran, 1988), mientras que el índice de Simpson (D) permitió medir la dominancia de las especies más abundantes (Krebs, 2014; Magurran, 2004). La equitatividad de Pielou (J') se empleó para determinar la uniformidad en la distribución de los individuos entre especies (Magurran, 2004; Moreno, 2001).

Finalmente, los índices de Jaccard y de Morisita-Horn se utilizaron para evaluar la similitud florística entre ambos tipos de bosque. El primero considera las especies compartidas entre comunidades (Jaccard, 1912), mientras que el

segundo incorpora además la abundancia relativa de las especies dominantes (Horn, 1966; Magurran, 2004; Morisita, 1959).

Análisis de datos

El procesamiento estadístico se realizó de manera secuencial, comenzando con la organización y validación de los registros de carbono almacenado ($t\ ha^{-1}$) obtenidos en las parcelas Whittaker modificadas. Los datos fueron depurados para identificar posibles errores de medición o inconsistencias en los registros y, posteriormente, fueron estructurados considerando como variable dependiente el almacenamiento de carbono y como variable independiente el tipo de bosque (bosque primario residual y bosque secundario).

Se aplicó la prueba t de Student para muestras independientes con el propósito de caracterizar y comparar los valores de carbono registrados en cada tipo de bosque. Se formuló la hipótesis nula (H_0), que establece que no existen diferencias significativas entre las medias de almacenamiento de carbono de ambos tipos de bosque, y la hipótesis alternativa (H_a), que plantea la existencia de tales diferencias. La evaluación se desarrolló utilizando la significancia estadística de las diferencias observadas con un nivel de confianza del 95% ($\alpha = 0,05$) basado en los datos estadísticos obtenidos de la prueba t y el valor de significancia asociado (p).

RESULTADOS

En el área de estudio se registraron 47 familias, 149 especies y 1543 individuos en el bosque primario residual, mientras que en el bosque secundario se identificaron 53 familias, 156 especies y 1401 individuos. En ambos ecosistemas predominó el estrato arbóreo, que representó más del 79% de los individuos registrados. No obstante, el bosque secundario presentó una mayor representación de herbáceas, arbustos y lianas, asociada a procesos de regeneración ecológica (Tabla 2 y Figura 3).

Los índices de diversidad mostraron diferencias estructurales y composicionales entre ambos tipos de bosque. El bosque secundario presentó valores ligeramente superiores de riqueza, diversidad y equitatividad,

evidenciados por los índices de Shannon-Wiener (4,462), de Simpson (0,9816) y de Pielou (0,8847), en comparación con el bosque primario residual. Estos resultados indican una distribución más homogénea de los individuos y una mayor heterogeneidad florística en el bosque secundario (Tabla 3).

Los índices de similitud evidenciaron una relación ecológica moderadamente alta entre ambas coberturas. El índice de Jaccard registró una similitud de 74,71%, lo que indica una elevada proporción de especies compartidas, mientras que el índice de Morisita-Horn (67,62%) reflejó diferencias en la abundancia y la dominancia de las especies entre ambos sistemas, relacionadas con el estado sucesional del bosque secundario (Tabla 4).

El análisis estructural mostró diferencias significativas entre ambos tipos de bosque. El bosque primario residual presentó mayores valores promedio de diámetro a la altura del pecho (DAP) y de altura total, con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Estas características se reflejaron en una mayor biomasa y un mayor almacenamiento de carbono: el bosque primario residual alcanzó $163,63 \text{ t ha}^{-1}$ de biomasa y $81,81 \text{ t C ha}^{-1}$, mientras que el bosque secundario registró $107,08 \text{ t ha}^{-1}$ y $53,54 \text{ t C ha}^{-1}$, respectivamente. Asimismo, el bosque primario residual presentó una mayor captura de CO_2 equivalente y un mayor valor económico asociado al carbono almacenado (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Los resultados evidenciaron diferencias entre el bosque secundario y el bosque primario residual en cuanto a diversidad florística, estructura forestal y capacidad de almacenamiento de carbono. El bosque secundario mostró mayores valores de diversidad y equidad, reflejados en los índices de Shannon-Wiener, de Simpson y de Pielou, mientras que el bosque primario residual registró mayores valores de DAP, altura arbórea, biomasa y carbono almacenado. Estas diferencias se tradujeron en una mayor captura de carbono en el bosque primario residual, con una diferencia aproximada de $103,69 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1}$ respecto al bosque secundario.

Este patrón coincide con la dinámica sucesional descrita para los bosques tropicales, en la cual la recuperación de la diversidad ocurre con mayor rapidez que la acumulación de biomasa y carbono, procesos asociados al crecimiento de árboles de gran tamaño y longevidad (Poorter et al., 2016). En ese sentido, el bosque secundario evaluado presenta características de una etapa intermedia de regeneración ecológica, con una alta heterogeneidad florística pero una estructura forestal aún en consolidación. Resultados similares fueron reportados por Vallejos-Torres et al. (2024), quienes señalaron que los bosques secundarios mantienen un importante potencial de secuestro de carbono, aunque inferior al de los bosques con mayor complejidad estructural.

La mayor diversidad registrada en el bosque secundario concuerda con los estudios de sucesión forestal tropical, en los cuales la coexistencia de especies pioneras y de especies de etapas más avanzadas incrementa la heterogeneidad florística. Williams et al. (2024) demostraron que los bosques secundarios pueden recuperar gran parte de su diversidad antes de alcanzar niveles de biomasa comparables a los de los bosques maduros. Sin embargo, los resultados también muestran que una mayor diversidad no implica necesariamente un mayor almacenamiento de carbono, ya que este depende principalmente de la estructura forestal y de la presencia de árboles de gran diámetro (Borges et al., 2024). En efecto, en los ecosistemas tropicales los árboles grandes concentran gran parte de la biomasa aérea y del carbono almacenado (Lutz et al., 2018).

Los valores de carbono obtenidos son consistentes con los rangos reportados para los bosques amazónicos. Malhi et al. (2006) registraron valores de entre 300 y 400 t CO₂ ha⁻¹ en bosques primarios amazónicos, mientras que Tito et al. (2022) reportaron entre 150 y 250 t CO₂ ha⁻¹ en bosques secundarios. Asimismo, el IIAP (2021) señaló que los bosques secundarios de la Amazonía peruana poseen una importante capacidad de captura de carbono durante las primeras décadas de regeneración, aunque con menores reservas que los bosques maduros debido a la escasa presencia de árboles grandes. En la misma manera, Garate-Quispe et al. (2024) observaron que factores como la edad de los rodales y la estructura forestal afectan la recuperación de la biomasa en los

bosques secundarios. En conjunto, estos antecedentes respaldan los resultados obtenidos y sugieren que la menor captura de carbono del bosque secundario es una respuesta a su estado sucesional.

Desde una perspectiva global, los resultados resaltan la importancia de los bosques tropicales como reguladores del ciclo del carbono. Estos ecosistemas almacenan aproximadamente un tercio del carbono de la Tierra (Pan et al., 2011), si bien su capacidad de almacenamiento puede verse afectada por perturbaciones antropogénicas y el cambio climático (Brienen et al., 2015). Estudios recientes demuestran que la protección y restauración de los bosques tropicales son estrategias esenciales para mantener la estabilidad climática y fortalecer la captura de carbono (Feng et al., 2025; Marsh et al., 2025; Murphy y Yong, 2026). Además, se ha reconocido que la regeneración natural de los bosques secundarios es una alternativa eficaz y asequible para aumentar la captura de carbono en las regiones tropicales degradadas (Busch et al., 2024; Cook-Patton et al., 2020).

En general, los resultados muestran que el bosque secundario tiene una mayor diversidad florística vinculada a procesos activos de regeneración ecológica, mientras que el bosque primario residual destaca por su mayor capacidad de almacenamiento de carbono, que se asocia principalmente a una estructura forestal más desarrollada y a la presencia de árboles de gran diámetro.

CONCLUSIONES

La captura de carbono en el sector Progreso, distrito de La Banda de Shilcayo, se ve significativamente influenciada por la conservación de los bosques primarios residuales y secundarios. Con $300,01 \text{ t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$, el bosque primario residual tiene mayor capacidad para capturar y almacenar carbono equivalente que el bosque secundario, que cuenta con $196,32 \text{ t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$. Esta diferencia demuestra que los bosques primarios residuales constituyen los reservorios más eficaces de carbono atmosférico, principalmente debido a la presencia de árboles de mayor diámetro y altitud, lo que se asocia a una estructura forestal más estable y madura.

Por el contrario, el bosque secundario presentó mayor diversidad y riqueza florística, con 53 familias y 156 especies, así como valores más altos en los índices de Shannon-Wiener (4,462), Simpson (0,9816) y Pielou (0,8847). Estos resultados muestran un ecosistema en plena regeneración ecológica, con una estructura más diversa y una distribución de especies más equilibrada. Por otro lado, el bosque primario residual presentó una estructura forestal más consolidada con árboles de mayor tamaño, lo que favoreció una mayor acumulación de biomasa y carbono.

En cuanto al carbono capturado en la biomasa forestal, el remanente del bosque primario almacenó $81,81 \text{ t C ha}^{-1}$ y la biomasa $163,63 \text{ t ha}^{-1}$. Estos valores fueron superiores a los del bosque secundario, que registró $53,54 \text{ t C ha}^{-1}$ y $107,08 \text{ t ha}^{-1}$ de biomasa. Además, las pruebas estadísticas revelaron diferencias significativas en las variables dendrométricas evaluadas (DAP y altura), lo que confirma que la estructura del bosque afecta directamente su capacidad para capturar y almacenar carbono.

En cuanto a la valoración económica del carbono retenido, considerando el costo social actual del carbono en Perú (US\$ 7,17 por tonelada de CO₂ equivalente), el bosque primario residual alcanzó un valor estimado de US\$ 6818,82 por sus 3,17 hectáreas y de US\$ 2815,26 por sus 2 hectáreas. Esto demuestra que la preservación de los bosques amazónicos no solo es importante desde una perspectiva ecológica y climática, sino que también posee un potencial económico significativo dentro de los mecanismos de compensación por servicios ecosistémicos y mercados de carbono.

Se concluye que ambos tipos de bosques cumplen funciones complementarias en el paisaje amazónico: el bosque primario residual actúa como reserva estratégica de carbono y regulador climático, mientras que el bosque secundario es un ecosistema esencial para la recuperación de la biodiversidad y la restauración gradual de los servicios ecosistémicos. Por lo tanto, las estrategias de manejo y conservación en la región deben apoyar simultáneamente la preservación de los bosques primarios y el fortalecimiento de los procesos de regeneración natural de los bosques secundarios.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al propietario del predio del sector Progreso por facilitar el acceso al área de estudio, y a la Universidad Peruana Unión (UPeU), filial Tarapoto, por el apoyo brindado durante la ejecución de la investigación.

REFERENCIAS

- Bernal, R. 2023. *Estrategias de seguridad ambiental en América Latina y el Caribe: construyendo resiliencia*. En: Pastrana Buelvas, E.; Cabrera Ortiz, F. (Eds.). Fundación Konrad Adenauer (KAS), Bogotá. ISBN 978-628-7708-00-6.
- Borges, E.R.; Réjou-Méchain, M.; Gourlet-Fleury, S.; Vincent, G.; Mortier, F.; Bry, X.; Cornu, G.; Baya, F.; Allah-Barem, F.; Pélissier, R. 2024. Evolutionary diversity impacts tropical forest biomass and productivity through disturbance-mediated ecological pathways. *Journal of Ecology*, 112(10): 2344–2358. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14399>
- Brienen, R.J.W.; Phillips, O.L.; Feldpausch, T.R.; Gloor, E.; Baker, T.R.; Lloyd, J.; et al. 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543): 344–348. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature14283>
- Brown, S.; Lugo, A.; Iverson, L. 1992. Processes and lands for sequestering carbon in the tropical forest landscape. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64: 139–155. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00477099>
- Busch, J.; Bukoski, J.J.; Cook-Patton, S.C.; Griscom, B.; Kaczan, D.; Potts, M.D.; Yi, Y.; Vincent, J.R. 2024. Cost-effectiveness of natural forest regeneration and plantations for climate mitigation. *Nature Climate Change*, 14(9): 996–1002. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02068-1>
- Chave, J.; Réjou-Méchain, M.; Búrquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.S.; Delitti, W.B.C.; et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10): 3177–3190. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Clemente-Arenas, E.R. 2021. Captura de carbono en sistemas agroforestales en el Perú. *Revista Forestal del Perú*, 36(2): 180–196. DOI: <https://doi.org/10.21704/rfp.v36i2.1797>

- Cook-Patton, S.C.; Leavitt, S.M.; Gibbs, D.; Harris, N.L.; Lister, K.; Anderson-Teixeira, K.J.; et al. 2020. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth. *Nature*, 585(7826): 545–550. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2686-x>
- FAO; PNUMA. 2020. *El estado de los bosques del mundo 2020: bosques, biodiversidad y personas*. FAO y PNUMA, Roma. DOI: <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- FCDS. 2024. *Perú perdió más de 146 575 hectáreas de bosques amazónicos en el 2022*. Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible, Lima. (<https://fcds.org.pe/noticias/peru-perdio-mas-de-146-575-hectareas-de-bosques-amazonicos-en-el-2022>). Acceso: 24/05/2026.
- Feng, Y.; Chen, X.; Zhang, Y.; Liu, Z. 2025. Global patterns in forest carbon storage estimation: bibliometric analysis of technological evolution, accuracy gains and scaling challenges. *Frontiers in Forests and Global Change*, 8: 1649356. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1649356>
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3): 119–124. DOI: [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1)
- Garate-Quispe, J.; Herrera-Machaca, M.; Auquipata, V.P.; Aguirre, G.A.; Quispe, S.B.; Carpio-Vargas, E.E. 2024. Resilience of aboveground biomass of secondary forests following the abandonment of gold mining activity in the southeastern Peruvian Amazon. *Diversity*, 16(4): 233. DOI: <https://doi.org/10.3390/d16040233>
- Gobierno Regional de San Martín; IIAP. 2005. *Zonificación Ecológica y Económica del departamento de San Martín*. Gobierno Regional de San Martín e Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Moyobamba. (<https://sinia.minam.gob.pe/documentos/propuesta-meso-zonificacion-ecologica-economica-base-ordenamiento>). Acceso: 24/05/2026.
- Horn, H.S. 1966. Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *The American Naturalist*, 100(914): 419–424. DOI: <https://doi.org/10.1086/282436>

- IIAP. 2021. *Carbono y biomasa en bosques amazónicos del Perú*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos.
- Jaccard, P. 1912. The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist*, 11(2): 37–50. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1912.tb05611.x>
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2.^a ed. Benjamin Cummings, Menlo Park. 620pp.
- Lutz, J.A.; Furniss, T.J.; Johnson, D.J.; Davies, S.J.; Allen, D.; Alonso, A.; et al. 2018. Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography*, 27(7): 849–864. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12747>
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton. 179pp.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford. 256pp.
- Malhi, Y.; Wood, D.; Baker, T.R.; Wright, J.; Phillips, O.L.; Cochrane, T.; et al. 2006. The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, 12(7): 1107–1138. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01120.x>
- Marsh, C.J.; Turner, E.C.; Blonder, B.W.; Bongalov, B.; Both, S.; Cruz, R.S.; et al. 2025. Tropical forest clearance impacts biodiversity and function, whereas logging changes structure. *Science*, 387(6730): 171–175. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.adf9856>
- MEF. 2021. *Parámetros de evaluación social. Anexo n.º 11*. Dirección General de Programación Multianual de Inversiones, Ministerio de Economía y Finanzas, Lima. (<https://www.gob.pe/mef>). Acceso: 24/05/2026.
- MINAM. 2015. *Guía de inventario de la flora y vegetación*. Ministerio del Ambiente, Lima. (<https://repositoriodigital.minam.gob.pe/handle/123456789/775>). Acceso: 24/05/2026.
- MINAM. 2019. *Perú, país de bosques*. Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático, Ministerio del Ambiente, Lima. (<https://www.minam.gob.pe/programa-bosques/peru-pais-de-bosques>). Acceso: 24/05/2026.

- Mogas, J. 2004. Métodos de preferencias reveladas y declaradas en la valoración de impactos ambientales. *Ekonomiaz: Revista Vasca de Economía*, 57: 30–47.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84pp.
- Morisita, M. 1959. Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Memoirs of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E (Biology)*, 3: 65–80.
- Murphy, D.J.; Yong, S. 2026. Global carbon sequestration and the roles of tropical forests and crops: prospects for using innovative carbon trading approaches to address the climate emergency. *Earth*, 7(1): 22. DOI: <https://doi.org/10.3390/earth7010022>
- Pan, Y.; Birdsey, R.A.; Fang, J.; Houghton, R.; Kauppi, P.; Kurz, W.A.; et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045): 988–993. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Arroyo, L.; Higuchi, N.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; et al. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1443): 381–407. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1438>
- Poorter, L.; Bongers, F.; Aide, T.M.; Almeyda Zambrano, A.M.; Balvanera, P.; Becknell, J.M.; et al. 2016. Biomass resilience of neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589): 211–214. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- SERFOR. 2024. *Guía metodológica para la zonificación forestal*. Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre, Lima. (<https://repositorio.serfor.gob.pe/handle/SERFOR/965>). Acceso: 24/05/2026.
- Tito, R.; Salinas, N.; Cosio, E.G.; Espinoza, T.E.B.; Muñiz, J.G.; Aragón, S.; Nina, A.; Roman-Cuesta, R.M. 2022. Secondary forests in Peru: differential provision of ecosystem services compared to other post-deforestation forest

transitions. *Ecology and Society*, 27(3): 12. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-13446-270312>

Vallejos-Torres, G.; Gaona-Jimenez, N.; Ordoñez, L.; Lozano, A.; Mendoza-Caballero, W.; Arévalo, L.A.; et al. 2023. *Carbon stocks in coffee farms and secondary forest systems in the Peruvian Amazon rainforest*. [Preprint]. Research Square. DOI: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3346457/v1>

Vallejos-Torres, G.; Gaona-Jimenez, N.; Pichis-García, R.; Ordoñez, L.; García-Gonzales, P.; Quinteros, A.; et al. 2024. Carbon reserves in coffee agroforestry in the Peruvian Amazon. *Frontiers in Plant Science*, 15: 1410418. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1410418>

Vela Alvarado, J.W.; Clavo, Z.M.; Ramirez-Flores, N.; Villegas Panduro, P.P.; Villanueva, C.S. 2024. Contribution of vegetation fragments to carbon storage in agricultural landscapes of the Peruvian Amazon. *Revista Peruana de Biología*, 31(2): e27004. DOI: <https://doi.org/10.15381/rpb.v31i2.27004>

Vicuña, E.; Baker, T.R.; Banda-R., K.; Honorio, E.; Monteagudo, A.; Phillips, O.L.; et al. 2018. El sumidero de carbono en los bosques primarios amazónicos es una oportunidad para lograr la sostenibilidad de su conservación. *Folia Amazónica*, 27(1): 101–109. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v27i1.456>

Williams, B.A.; Beyer, H.L.; Fagan, M.E.; Chazdon, R.L.; Schmoeller, M.; Sprenkle-Hyppolite, S.; et al. 2024. Global potential for natural regeneration in deforested tropical regions. *Nature*, 636(8041): 131–137. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08106-4>

Zanne, A.E.; Lopez-Gonzalez, G.; Coomes, D.A.; Ilic, J.; Jansen, S.; Lewis, S.L.; et al. 2009. *Data from: towards a worldwide wood economics spectrum*. Dryad Digital Repository. DOI: <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

ANEXOS FIGURAS

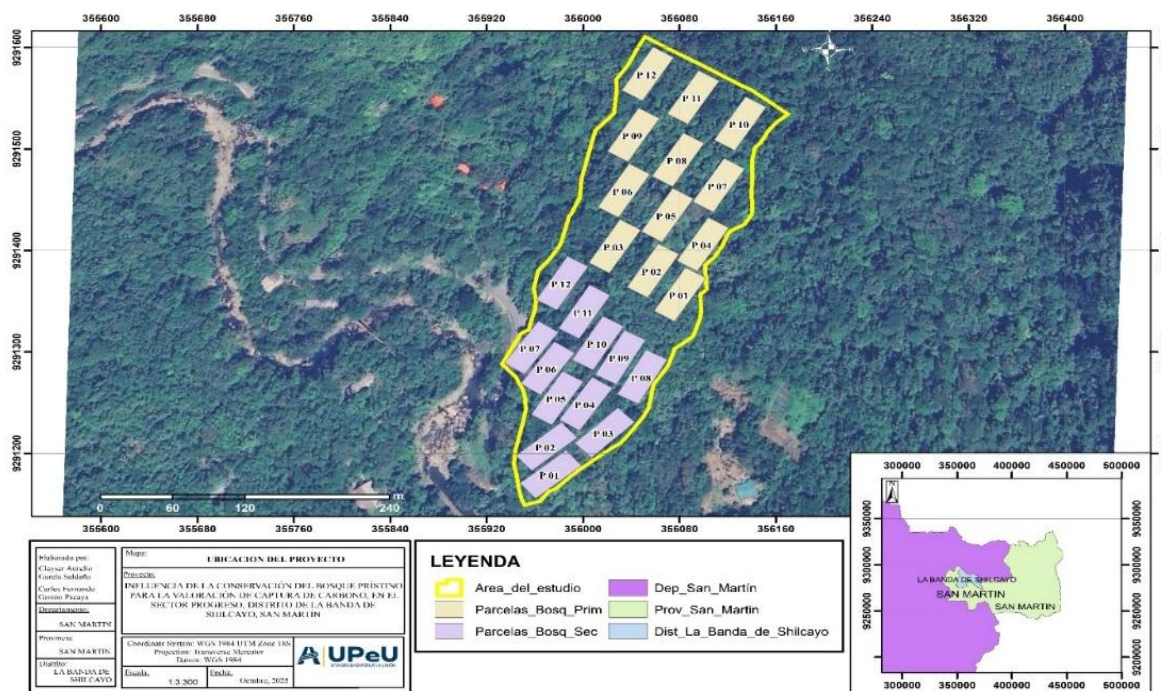


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio y distribución de las parcelas Whittaker en el sector Progreso, distrito de La Banda de Shilcayo, San Martín, Perú.

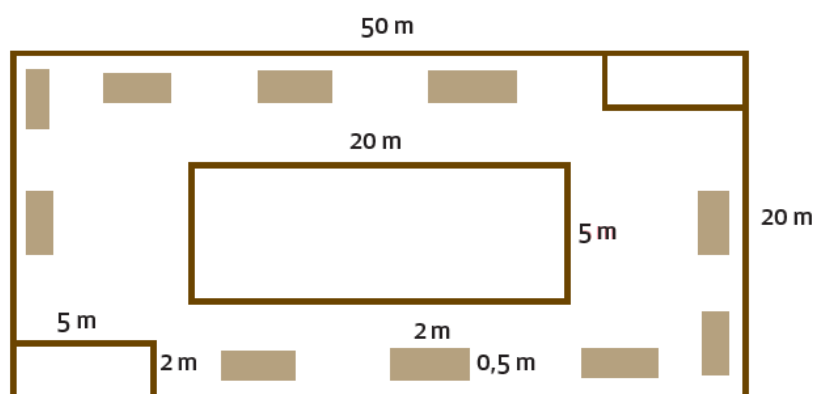


Figura 2. Esquema de la parcela Whittaker modificada y de sus subparcelas anidadas empleadas en el muestreo de la vegetación.

Fuente: R. M. N.º 059-2015-MINAM, "Guía de inventario de la flora y vegetación".

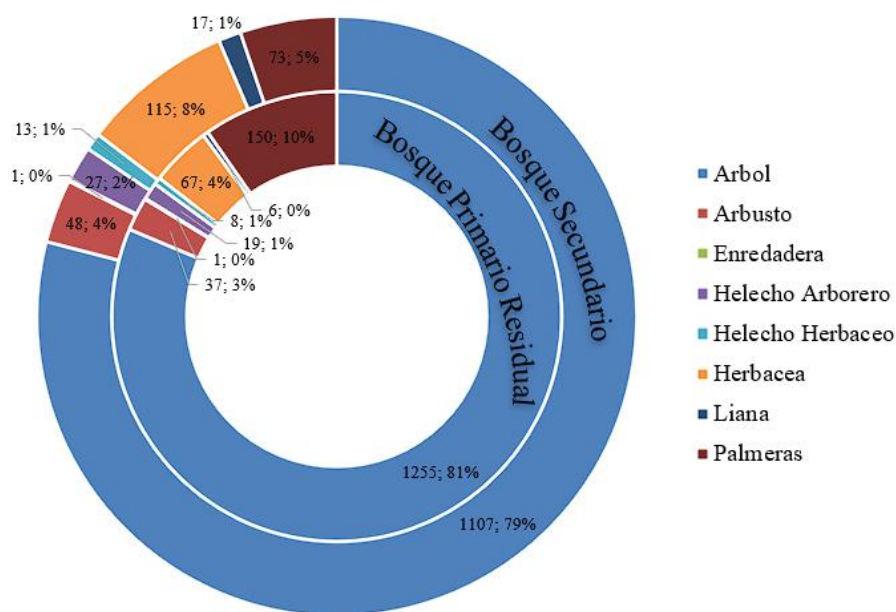


Figura 3. Composición estructural de la vegetación (estratos herbáceos, arbustivo, de lianas y arbóreo) en el bosque primario residual y el bosque secundario del área de estudio.

TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo aplicado en el bosque primario residual y el bosque secundario.

Unidad de monitoreo	Parcelas Whittaker	Esfuerzo por estación	Esfuerzo total	Área muestreada total
Parcela de 1000 m ²	24	1	24 parcelas	24 000 m ²
Parcela de 100 m ²	24	1	24 parcelas	2400 m ²
Subparcela de 10 m ²	24	2	48 parcelas	480 m ²
Subparcela de 1 m ²	24	10	240 parcelas	240 m ²

Tabla 2. Número de familias, especies e individuos registrados en cada tipo de bosque del área de estudio.

Tipo de bosque	Familias	Especies	Individuos
Bosque primario residual	47	149	1543
Bosque secundario	53	156	1401

Tabla 3. Índices de diversidad biológica del bosque primario residual y del bosque secundario.

Índice de diversidad biológica	Bosque primario residual	Bosque secundario
Riqueza (n.º de especies)	149	156
Abundancia (n.º de individuos)	1543	1401
Índice de Simpson (D)	0,977	0,9816
Índice de Shannon-Wiener (H')	4,301	4,462
Equitatividad de Pielou (J')	0,8596	0,8847

Tabla 4. Coeficientes de similitud florística (Jaccard y Morisita-Horn) entre el bosque primario residual y el bosque secundario.

Coeficiente de similitud	Valor	Interpretación
Índice de Jaccard (IJ)	0,7471	Similitud alta
Índice de Morisita-Horn (CMH)	0,6763	Similitud moderada

Nota: ambos índices se calcularon a partir de la comparación de las especies registradas en los dos tipos de bosque; los valores varían entre 0 (sin similitud) y 1 (similitud total).

Tabla 5. Biomasa arbórea, carbono almacenado, dióxido de carbono equivalente y valoración económica del carbono retenido en cada tipo de bosque.

Variable	Bosque primario residual	Bosque secundario
Biomasa arbórea ($t\ ha^{-1}$)	163,63	107,08
Biomasa arbórea total (3,17 ha / 2 ha)	518,69	214,15
Carbono almacenado ($t\ C\ ha^{-1}$)	81,81	53,54
Carbono almacenado total (3,17 ha / 2 ha)	259,35	107,08
CO ₂ equivalente ($t\ CO_2\ ha^{-1}$)	300,01	196,32
CO ₂ equivalente total (3,17 ha / 2 ha)	951,02	392,64
Valoración económica (US\$ ha^{-1})	2151,05	1407,63
Valoración económica total (US\$)	6818,82	2815,26

Nota: la valoración económica se estimó con el precio social del carbono vigente en el Perú (US\$ 7,17 por $t\ CO_2\ eq$). Las filas "total" corresponden a la superficie completa de cada tipo de bosque (3,17 ha de bosque primario residual y 2 ha de bosque secundario).