

BOSQUES

Latitud Cero

ISSNe 2528-7818

DOI: 10.54753/blc.v15i1

Revista Científica Indexada

Volumen 15 No 1 2025

La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador

Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador



1859

UNL

Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

www.unl.edu.ec



Revista Bosques Latitud Cero

<https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques>



ROAD



REDIB



Dialnet

MIAR



BOSQUES

Latitud Cero

Revista científica indexada
ISSNe 2528-7818
Semestral
Digital

Edición:

Volumen 15 Número 1
(1er. semestre) Enero - Junio 2025
DOI: 10.54753/blc.v15i1

<https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques>

Editorial Universidad Nacional de Loja

Dirección: Av. Pío Jaramillo Alvarado y
Reinaldo Espinoza, La Argelia, Loja - Ecuador.

Cod. Postal: 110103

PBX: (+593) 07 2547 252

email: bosqueslatitudcero@unl.edu.ec

www.unl.edu.ec

© UNL 2025



AUTORIDADES

Nikolay Aguirre Ph.D

Rector

Universidad Nacional de Loja

Elvia Zhapa Ph.D

Vicerrectora

Universidad Nacional de Loja

COMITÉ EDITORIAL

Zhofre Aguirre Ph.D.

Director General

*Facultad Agropecuaria y de
Recursos Naturales Renovables*

Vinicio Alvarado Jaramillo Mg.Sc.

Editor Responsable

*Facultad Agropecuaria y de
Recursos Naturales Renovables*

Johanna Muñoz Mg.Sc.

Editor de Sección

*Facultad Agropecuaria y de
Recursos Naturales Renovables*

EQUIPO TÉCNICO

Diseño, Diagramación y Portada

Ing. Vinicio Alvarado Jaramillo

Ing. Augusto Correa

Diseño de logotipo

Ing. Vinicio Alvarado Jaramillo

Fotografía

Universidad Nacional de Loja

Revisión Abstract

Ph.D, Aura Paucar

COMITÉ CIENTÍFICO

PhD Jan Barkmann Georg-August

Universitat Gottingen, Alemania

PhD Haline Heidinger Abadía

Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú

PhD. Alberto Julca Otiniano

Universidad Nacional Agraria La Molina - Perú

PhD Byron Maza Rojas

Universidad Regional Amazónica- IKIAM, Ecuador

PhD Ali Saleh

Instituto de Texas-TIAER, Tarleton State University

PhD. Tania Delgado Cueva

Universidad Nacional de Loja

PhD. Patricio Castro Quezada

Universidad de Cuenca

PhD. Mario Añazco Romero

Universidad Técnica del Norte

PhDc. Alan García Bermúdez

Universidad Técnica de Manabí

PhDc. Geraldo Cuadrado Barreto

Universidad Técnica de Cotopaxi

MSc. José Alberto Oaillacar Silva

Universidad de Los Lagos, Chile

MSc. Rodrigo Contento

CRIFOR

MSc. Oswaldo Jadán Maza

Universidad de Cuenca

Dr. José Sánchez Fonseca

Universidad Guantánamo, Cuba

MSc. Jaime Santín Calva

Universidad Nacional de Loja

MSc. Byron Palacios Herrera

Universidad Nacional de Loja

MSc. Juan Maita Chamba

Universidad Nacional de Loja

MSc. Víctor Eras Guamán

Universidad Nacional de Loja

REVISTA

BOSQUES LATITUD CERO, es una revista científica indexada de acceso abierto y de formato digital, publicada por la Universidad Nacional de Loja, tiene periodicidad semestral con ediciones en los meses de enero y julio.



Fundada en 2005 con la finalidad de contribuir al avance del conocimiento científico y tecnológico mediante un enfoque multidisciplinario en áreas como biodiversidad, cambio climático, silvicultura, silvopasturas, producción forestal, productos forestales maderables y no maderables, tecnologías de la madera, industrias forestales, genética y mejoramiento forestal-agrícola, plagas y enfermedades agrícolas, agroforestería, cuencas hidrográficas, recursos hídricos, desarrollo socioeconómico rural, ordenamiento territorial, restauración ecológica y otras temas relacionadas con los Recursos Naturales Renovables.

La revista busca fortalecer la investigación y el desarrollo en la comunidad científica, la academia y la sociedad, ofreciendo un espacio para la difusión y transferencia de resultados desde diversas perspectivas académicas.

La revista es indexada en las siguientes bases de datos y sistemas de información científica: Latindex Catálogo 2.0, Dialnet, Food and Agriculture Organization of the United Nations AGRIS, Red Iberoamericana de Innovación y Conosimiento Científico REDIB, Google Académico, Matriz de Información para el Análisis de Revistas MIAR, Índice de Recursos Académicos Reserch Bib, ROAD, BASE.

La revista, en su constante búsqueda de la excelencia se inspira en las normas de conducta y código de ética COPE. Los artículos publicados han sido revisados y sometidos a un riguroso proceso de selección y evaluación de manuscritos. No obstante, el contenido y los concepto expresados son de exclusiva responsabilidad del autor o de los autores.

Los autores mantienen los derechos de autor sobre sus trabajos, los cuales son originales y no han sido publicados previamente. Se responsabilizan por la precisión de los datos y el cumplimiento de derechos de propiedad intelectual. La revista adopta la Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 (CC BY-NC-SA 4.0), permitiendo la distribución y modificación no comercial del contenido, siempre que se atribuya adecuadamente al autor y se comparta bajo la misma licencia. La editorial no asume responsabilidad legal por el contenido o las opiniones expresadas por los autores.

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>



Universidad Nacional de Loja
www.unl.edu.ec



Universidad
Nacional
de Loja



Revista Bosques Latitud Cero
<https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques>



Los incendios forestales en Loja: un llamado urgente a la acción

Entre los meses de julio-octubre en la ciudad y provincia de Loja han sido escenarios de incendios forestales de magnitud sin precedentes, con consecuencias ambientales, económicas y de salud pública alarmantes. Particularmente, en la parroquia San Pedro de Vilcabamba, se consumieron aproximadamente 3 796 hectáreas de vegetación, incluyendo cerca de 1 900 hectáreas del Parque Nacional Podocarpus, un santuario de biodiversidad en el sur del Ecuador, todos estos flagelos fueron provocados por el hombre.

En los alrededores de la ciudad de Loja los incendios forestales provocados consumieron más de 730 ha, esto causó un deterioro significativo de la calidad del aire de la ciudad y alrededores. Se registraron picos de contaminación que alcanzaron los 400 microgramos por metro cúbico, superando ampliamente el límite de 50 microgramos por metro cúbico establecido por las normativas de calidad del aire para un período de 24 horas. Aunque estos niveles extremos no persistieron durante todo el día, se mantuvieron en rangos preocupantes de entre 100 y 120 microgramos por metro cúbico, poniendo en riesgo la salud de la población.

La emergencia ambiental también tuvo repercusiones en la vida cotidiana de la ciudad. Eventos programados para noviembre, como desfiles y actividades al aire libre, fueron suspendidos debido a la mala calidad del aire y la amenaza constante del fuego. Además, en San Pedro de Vilcabamba, el incendio no solo devastó el ecosistema, sino que también afectó la economía local. Agricultores perdieron cultivos, ganado y colmenas de abejas, con pérdidas económicas que superan los USD 3 millones.

La respuesta a esta crisis ha sido significativa. Brigadas de bomberos de diversas ciudades, voluntarios y helicópteros de Perú e Italia trabajaron incansablemente para controlar las llamas. Sin embargo, la magnitud del desastre revela la necesidad de fortalecer las estrategias de prevención y respuesta ante incendios forestales. Es imperativo implementar planes de reforestación con especies nativas, como alisos y nogales, esenciales para la recuperación de las cuencas hídricas y la biodiversidad local.

Además, es importante promover campañas de concienciación sobre el impacto de las quemas agrícolas y otras prácticas que incrementan el riesgo de incendios. La comunidad, las autoridades locales y nacionales deben trabajar de manera coordinada para establecer sistemas de alerta temprana, fortalecer la vigilancia en áreas vulnerables y sancionar a los responsables de provocar incendios.

La tragedia vivida en Loja es un recordatorio contundente de la fragilidad de los ecosistemas y de la interconexión entre el medio ambiente y la salud pública. La recuperación será un proceso largo que requerirá el compromiso y la colaboración de todos los sectores de la sociedad. Es momento de actuar con determinación para proteger el entorno natural y garantizar un futuro sostenible para las generaciones venideras.

Vinicio Alvarado Jaramillo
Editor de la Revista BLC

ÍNDICE

La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador Lesly Rogel Cun, Paúl Eguiguren, Darío Veintimilla, Cristina Arias, Nikolay Aguirre Bosques Latitud Cero, 15(1) 8-17. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2340	8
Métodos de muestreo y colección de briofitos y líquenes en bosques neotropicales-Ecuador Ángel Benítez, Alina Freire-Fierro Bosques Latitud Cero, 15(1), 18-30. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2299	18
Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador Karina Gonzalez-Valdiviezo, Paúl Eguiguren, Jürgen Homeier Bosques Latitud Cero, 15(1), 31-43. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2089	31
Densidad de la madera en 22 especies del bosque seco del sur de Ecuador a lo largo de dos gradientes altitudinales César Feijoo, Keyla Cartuche-Peralta, Darwin Pucha-Cofrep, Francis Espinoza-Ami, Willam Zhingre, Jürgen Homeier Bosques Latitud Cero, 15(1), 44-56. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2324	44
Efectos de la poda en el comportamiento agronómico de <i>Jatropha curcas</i> L. (Euphorbiaceae) en la Granja Experimental Andil Alfredo Jiménez-González, Ángel Castro-Pincay, María Santos-Reyes, Ignacio Estévez-Valdés, Favio Ruilova-Narváez, Enma Baquero-Cárdenas Bosques Latitud Cero, 15(1), 57-67. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2321	57
Estimación del coeficiente de cultivo (Kc) para el cultivo de pimiento mediante lisímetro volumétrico en zona productiva del sistema de riego Campana-Malacatos Jorge Jaramillo, Marco Reinoso, Aníbal González, Jimmy Cordero Bosques Latitud Cero, 15(1), 68-80. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2366	68
Impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga (<i>Lactuca sativa</i> L.) en la parroquia Carigán, cantón Loja Edison Ramiro Vásquez, Gabriela Natali Abad-Calva, Jandry Fernando Moreno-Cruz Bosques Latitud Cero, 15(1), 81-91. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2343	81
Efecto del nitrógeno bien expresado en el cultivo de maíz (<i>Zea mays</i> L.) en el cantón Catamayo, provincia de Loja Edison Ramiro Vásquez, Daniel Aguinsaca-Jiménez, Nohely Espinosa-Palacios Bosques Latitud Cero, 15(1), 92-100. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2315	92
Análisis de las tendencias del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado y variables climáticas en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo y Herbazal del Páramo de Loja, Ecuador Raúl García Mendieta, Willam Zhingre Jiménez Bosques Latitud Cero, 15(1), 101-110. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2367	101
La Reserva Pisaca Paltas-Ecuador: Un punto caliente de biodiversidad de líquenes y briofitos María Ganazhapa-Plasencia, Leslye Ruiz, Ángel Benítez Bosques Latitud Cero, 15(1), 111-121. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307	111

<p>Passive restoration as a strategy for the recovery of floristic composition and forest structure in the premontane forests of southern Ecuador Lesly Rogel Cun, Paúl Eguiguren, Darío Veintimilla, Cristina Arias, Nikolay Aguirre Bosques Latitud Cero, 15(1) 8-17. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2340</p>	8
<p>Sampling and collection methods of bryophytes and lichens in Neotropical forests-Ecuador Ángel Benítez, Alina Freire-Fierro Bosques Latitud Cero, 15(1), 18-30. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2299</p>	18
<p>Altitudinal variation of aboveground carbon content of tropical dry forests in the Laipuna Nature Reserve in southern Ecuador Karina Gonzalez-Valdiviezo, Paúl Eguiguren, Jürgen Homeier Bosques Latitud Cero, 15(1), 31-43. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2089</p>	31
<p>Wood density in 22 species from the dry forest of southern Ecuador along two altitudinal gradients César Feijoo, Keyla Cartuche-Peralta, Darwin Pucha-Cofrep, Francis Espinoza-Ami, Willam Zhingre, Jürgen Homeier Bosques Latitud Cero, 15(1), 44-56. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2324</p>	44
<p>Effects of Pruning on the Agronomic Performance of <i>Jatropha curcas</i> L. (Euphorbiaceae) at the Andil Experimental Farm Alfredo Jiménez-González, Ángel Castro-Pincay, María Santos-Reyes, Ignacio Estévez-Valdés, Favio Ruilova-Narváez, Enma Baquero-Cárdenas Bosques Latitud Cero, 15(1), 57-67. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2321</p>	57
<p>Estimation of the crop coefficient (Kc) for pepper cultivation using a volumetric lysimeter in the productive area of the Campana-Malacatos irrigation system Jorge Jaramillo, Marco Reinoso, Aníbal González, Jimmy Cordero Bosques Latitud Cero, 15(1), 68-80. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2366</p>	68
<p>Impact of banana rachis leachate on the cultivation of lettuce (<i>Lactuca sativa</i> L.) in the Carigán parish, Loja canton Edison Ramiro Vásquez, Gabriela Natali Abad-Calva, Jandry Fernando Moreno-Cruz Bosques Latitud Cero, 15(1), 81-91. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2343</p>	81
<p>Effect of well-expressed nitrogen on corn (<i>Zea mays</i> L.) cultivation in Catamayo canton, Loja province Edison Ramiro Vásquez, Daniel Aguinosa-Jiménez, Nohely Espinosa-Palacios Bosques Latitud Cero, 15(1), 92-100. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2315</p>	92
<p>Trend analysis of the Normalized Difference Vegetation Index and climatic variables in the lowland deciduous forest of Jama Zapotillo and the Páramo grassland of Loja, Ecuador Raúl García Mendieta, Willam Zhingre Jiménez Bosques Latitud Cero, 15(1), 101-110. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2367</p>	101
<p>The Pisaca Paltas Reserve-Ecuador: A hotspot of lichen and bryophyte biodiversity María Ganazhapa-Plasencia, Leslye Ruiz, Ángel Benítez Bosques Latitud Cero, 15(1), 111-121. https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307</p>	111

La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador

Passive restoration as a strategy for the recovery of floristic composition and forest structure in the premontane forests of southern Ecuador

Lesly Rogel Cun¹ 
Paúl Eguiguren^{1,2,4} 
Darío Veintimilla^{1,2,3} 
Cristina Arias¹ 
Nikolay Aguirre^{1,2} 

1. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador
2. Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y Biodiversidad (CITIAB), Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador
3. Herbario “Reinaldo Espinosa”. Universidad Nacional de Loja, Ecuador
4. Grupo de Biodiversidad, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

*Autor para correspondencia: paul.eguiguren@unl.edu.ec

RECIBIDO: 14/10/2024

ACEPTADO: 20/12/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

En Ecuador, los bosques piemontanos amazónicos, se caracterizan por su gran diversidad florística y la provisión de servicios ecosistémicos, pero su degradación es permanente; para mitigar estos impactos se implementan estrategias de restauración. La investigación tuvo como objetivo evaluar la recuperación de la estructura y composición florística en áreas de restauración pasiva en Jamboe. Se instalaron tres parcelas de 2 500 m² en áreas de restauración pasiva en donde se midieron e identificaron todos los árboles con DAP mayor a 5 cm. Se estimó la riqueza, diversidad, densidad absoluta, densidad, frecuencia, dominancia relativa, el índice valor importancia y área basal. Las áreas de restauración pasiva evaluadas muestran importante recuperación de la composición florística y estructura para un estudio de sucesión inicial, incluso podría alcanzar un nivel medio de diversidad y hasta el 50 % del área basal con respecto a los bosques maduros. Las especies con mayor importancia ecológica (IVI) en zonas de restauración pasiva son *Miconia dodecandra* con 16,11 % y *Vismia baccifera* con 12,97 %, mientras que, en bosque maduro, las especies con mayor IVI son *Alchornea glandulosa* con 3,07 %, *Vismia baccifera* con 3,06 %. El área basal promedio de las áreas de restauración pasiva fue de 18,60 m²/ha; y, en bosque maduro de 34,24 m²/ha. La restauración pasiva favorece la aparición de especies de rápido crecimiento, dispersores de semillas y es una opción eficiente y económica para restaurar ecosistemas; es clave para reconectar bosques, restaurar ecosistemas y la biodiversidad en paisajes alterados por actividades humanas.

Palabras clave: Restauración ecológica, restauración pasiva, sucesión secundaria, bosque piemontano

ABSTRACT

In Ecuador, the Amazonian piedmont forests are characterized by their high floristic diversity and provision of ecosystem services, but their degradation is ongoing. To mitigate these impacts, restoration strategies are implemented. The objective of this research was to evaluate the recovery of floristic structure and composition in areas of passive restoration in Jamboe. Three plots of 2,500 m² were installed in passive restoration areas, where all trees with a DBH greater than 5 cm were measured and identified. Richness, diversity, absolute density, relative density, frequency, relative dominance, importance value index (IVI), and basal area were estimated. The evaluated passive restoration areas show significant recovery of floristic composition and structure for an early succession stage, and they could potentially achieve a medium level of diversity and up to 50 % of the basal area compared to mature forests. The species with the highest ecological importance (IVI) in passive restoration areas are *Miconia dodecandra* with 16.11 % and *Vismia baccifera* with 12.97 %, while in mature forests, the species with the highest IVI are *Alchornea glandulosa* with 3.07 % and *Vismia baccifera* with 3.06 %. The average basal area in passive restoration areas was 18.60 m²/ha, while in mature forests, it was 34.24 m²/ha. Passive restoration promotes the establishment of fast-growing species and seed dispersers, making it an efficient and cost-effective option for ecosystem restoration. It is key to reconnecting forests, restoring ecosystems, and biodiversity in landscapes altered by human activities.

Keywords: ecological restoration, passive restoration, secondary succession, premontane forest

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales cubren el 45 % de la superficie forestal a nivel mundial manteniendo una alta diversidad biológica y contribuyen en la provisión de servicios ecosistémicos a escala local y global (FAO, 2020). En Ecuador, los bosques piemontanos se encuentran ubicados principalmente en la región amazónica cubriendo un área de 13 133 km² en un rango altitudinal de 600 a 1 300 m s.n.m. Este ecosistema presenta una composición florística mezclada con especies de árboles andinos y especies de las tierras bajas de la Amazonía, con un dosel que alcanza hasta 30 m de altura (Calva et al., 2020; Ron, 2020).

En el bosque piemontano, predominan las familias Proteaceae y Podocarpaceae, especies de la familia Arecaceae, otras especies del género *Chusquea* y epífitas como briófitas, helechos, bromelias y orquídeas (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2013). Este ecosistema es muy importante para la conservación de la biodiversidad, y la provisión de productos forestales maderables y no maderables,

así como en la regulación del clima y los procesos hidrológicos (Aguilar et al., 2020; Balvanera, 2012; Guillen, 2011; Jaramillo, 2014; Ron, 2020).

Pese a la importancia biológica y para las comunidades cercanas a las fronteras forestales los bosques piemontanos han sido impactados por actividades antrópicas vinculadas a procesos de deforestación y degradación forestal, donde los principales conductores están relacionados a pérdidas en la cobertura vegetal para el establecimiento de cultivos y pastos para ganadería y aprovechamiento forestal (Eguiguren et al., 2019; FAO, 2020; Sierra et al., 2021; Torres et al., 2021).

Para contrarrestar los impactos de las actividades humanas se han implementado diversas estrategias, entre ellas resaltan la restauración ecológica, con el objetivo de permitir la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad, incluyendo la reconexión de fragmentos, conservación de la biodiversidad, los recursos genéticos, una mayor

cobertura forestal y la conservación de servicios ecosistémicos (Aguirre, 2011; Gann et al., 2019; Muñoz, 2020; The Nature Conservancy, 2022; Thornton, 2020).

La restauración ecológica promueve dos estrategias: restauración activa, la cual es implementada en ecosistemas que se encuentran altamente degradados, con baja capacidad de regenerarse por sí solo, se emplean acciones como la intervención humana mediante la introducción de especies propias del lugar que ayuden a revertir los procesos de degradación (Murcia & Guariguata, 2014; Sierra, 2018); y, restauración pasiva: que es el proceso de recuperación que tienen los ecosistemas cuando no existe ningún tipo de limitante que impida que su regeneración se desarrolle, en este caso se busca quitar el principal estresor a partir de acciones como el cercado de áreas o incluso el monitoreo con guardaparques (Barrera, 2014; Ministerio del Ambiente, 2019; Ríos, 2011; SER, 2004).

La sucesión secundaria se origina luego de la remoción de la vegetación primaria, ya sea por causas naturales o antrópicas, comenzando con la recuperación de la densidad, seguida por el cierre del dosel, un aumento en la riqueza de especies, el área basal y la biomasa; finalmente, alcanza cierta similitud con la composición florística del bosque

primario (Armendariz & Caamal, 2002; Viapiana et al., 2019). La investigación tuvo como objetivo analizar en áreas de restauración pasiva, la recuperación de la estructura y la composición florística, esta información contribuye con insumos científicos para promover disminución de la degradación a nivel de paisaje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la reserva Jamboe, propiedad de Naturaleza y Cultura Internacional, la reserva está ubicada en el cantón Zamora, provincia de Zamora Chinchipe, tiene un área de 950 ha (Figura 1). Dentro de la reserva se instalaron tres parcelas al azar en áreas bajo restauración pasiva con 11 años de abandono y tres parcelas de referencia en bosque maduro de 50×50 m con una subdivisión de cuadrantes de 25×25 m. El uso anterior en las áreas de restauración pasiva fueron pastizales (Jaramillo, 2014). Estas áreas tienen una elevación media de 1 300 m s.n.m. y un clima per húmedo casi todo el año con una precipitación de 2 200 mm anuales y una temperatura media anual de $22,1^\circ\text{C}$ (Jaramillo, 2014; Sánchez, 2020).

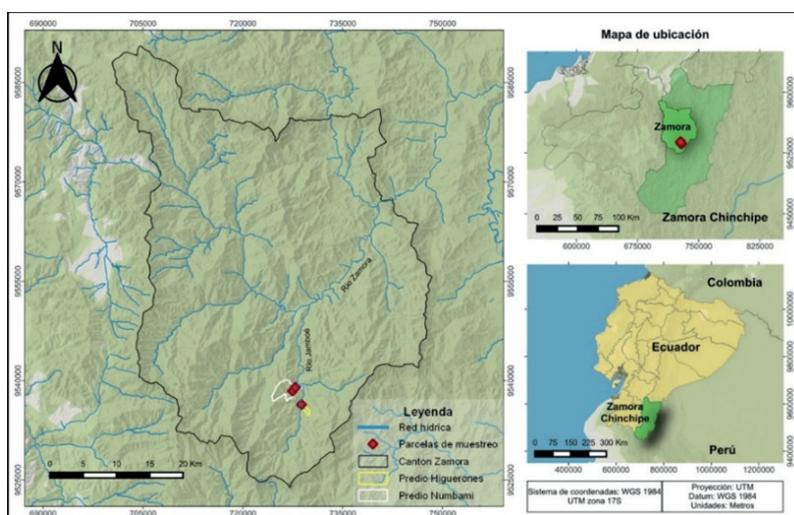


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el cantón Zamora, provincia de Zamora Chinchipe.

Dentro de cada parcela de restauración pasiva se midieron los individuos con un DAP ≥ 5 cm, todos los árboles fueron plaqueados. Adicionalmente, se colectaron muestras botánicas fértiles para su identificación en el Herbario “Reinaldo Espinosa” de la Universidad Nacional de Loja. Con la información recopilada se estimó la riqueza específica (S) (Ec. 1) y el índice de Shannon (H') (Ec 2.) (Tabla 1).

$$\text{Ec 1. } S = \frac{N \cdot sp}{\text{Área muestreada}}$$

$$\text{Ec 2. } H = \sum_{i=1}^s (Pi)(\log_n Pi)$$

Donde:

S= Número de especie

Pi= Proporción de la muestra que corresponde a la especie i

Ln= Logaritmo natural

Tabla 1. Rangos de interpretación para el índice de Shannon.

Rangos	Significado
0 – 1,35	Diversidad baja
1,36 – 3,5	Diversidad media
>3,5	Diversidad alta

Fuente: (Aguirre (2019))

Adicionalmente, se calculó los parámetros estructurales de densidad absoluta ((D) (Ec 3.), densidad relativa (DR) (Ec 4.), frecuencia relativa (FR) (Ec 5.), dominancia relativa (DmR) (Ec 6.) para estimar el índice de valor importancia (IVI) (Ec 7.), relativa por familia (Ec 8.) y género (Ec 9.) (Tabla 2 y 3). Estos cálculos se ejecutaron a nivel de parcela y clases diamétricas (clase I: 5 – 9,99 cm, clase II: 10– 19,99 cm, clase III: 20– 29,99 cm, clase IV: 30 – 39,99 cm, clase V: 40 – 49,99 cm, clase VI: 50 – 50,99 cm, clase VII: > 60 cm).

Tabla 2. Ecuaciones para el cálculo de los parámetros estructurales

Número de Ecuación	Ecuación
Ec 3.	$D \#ind/m^2 = \frac{\text{No. total de individuos por especie}}{\text{Total del área muestreada}}$
Ec 4.	$DR\% = \frac{\text{No. de individuos por especie}}{\text{No. total de individuos}} \times 100$
Ec 5.	$FR\% = \frac{\text{No. de parcelas en las que está la especie}}{\text{Sumatoria de las frecuencias de todas las especies}} \times 100$
Ec 6.	$DmR \% = \frac{\text{Área basal de la especie}}{\text{Área basal de todas las especies}} \times 100$
Ec 7.	$IVI \% = \frac{DR + DmR + FR}{3}$
Ec 8.	$Drf = \frac{\text{Número de especies dentro de una familia}}{\text{Número total de especies}} \times 100$
Ec 9.	$Drg = \frac{\text{Número de especies dentro de un género}}{\text{Número total de especies}} \times 100$

Fuente: Aguirre (2019)

Tabla 3. Rangos de interpretación de la diversidad relativa por familia y género.

Rangos (%)	Significado
0 – 33	Familia o género con baja diversidad.
34 – 66	Familia o género con mediana diversidad.
> 66	Familia o género con alta diversidad.

Fuente: Aguirre (2019)

RESULTADOS

Composición florística

En las áreas de restauración pasiva se registraron 986 individuos con una composición florística de 52 especies en 45 géneros y 3 familias, con un índice de Shannon de 2,24 correspondiente a una diversidad media. Los géneros más representativos fueron: *Miconia*, *Vismia*, *Psidium*, *Piptocoma*, *Graffenrieda* y *Ladenbergia*, mientras que las familias con mayor representación fueron: Melastomataceae, Hypericaceae, Myrtaceae y Asteraceae.

En el bosque maduro se registró 680 individuos arbóreos con una composición florística de 140 especies en 88 géneros y 4 familias. Donde los géneros más representativos fueron: *Miconia*, *Nectandra*, *Ladenbergia*, *Otoba*, y *Ocotea*; y, las familias más representativas fueron: Rubiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Fabaceae y Moraceae. En el bosque maduro se observó una

diversidad alta con valores del índice de Shannon de 4,39.

En las zonas de restauración pasiva, las familias con mayor diversidad relativa fueron: Fabaceae (9,62 %), Melastomataceae (9,62 %), Rubiaceae (9,62 %), Euphorbiaceae (7,69 %) y Lauraceae (5,77 %) presentando una diversidad baja. Mientras que los géneros con mayor diversidad relativa fueron: *Graffenrieda* (5,77 %), *Inga* (5,77 %), *Ladenbergia* (3,85 %), *Miconia* (3,85 %) y *Siparuna* (3,85 %) presentando una diversidad baja. En bosque de referencia, las familias con mayor diversidad relativa fueron: Rubiaceae (11,42 %), Lauraceae (12,85 %), Moraceae (8,57 %), Fabaceae (7,14 %) y Melastomataceae (7,14 %) presentando una diversidad baja. Y los géneros con mayor diversidad relativa fueron: *Miconia* (6,42 %), *Nectandra* (4,28 %), *Ficus* (3,57 %), *Inga* (3,57 %), *Garcinia* (3,57 %) y *Guarea* (2,85 %), presentando una diversidad baja.

Parámetros estructurales

Las especies con mayor importancia ecológica (IVI) en las zonas de restauración pasiva son *Miconia dodecandra* con 16,11 % y *Vismia baccifera* con 12,97 %, mientras que, en bosque maduro, las especies con mayor IVI son *Alchornea glandulosa* con 3,07 %, *Vismia baccifera* con 3,06 % (Figura 2).

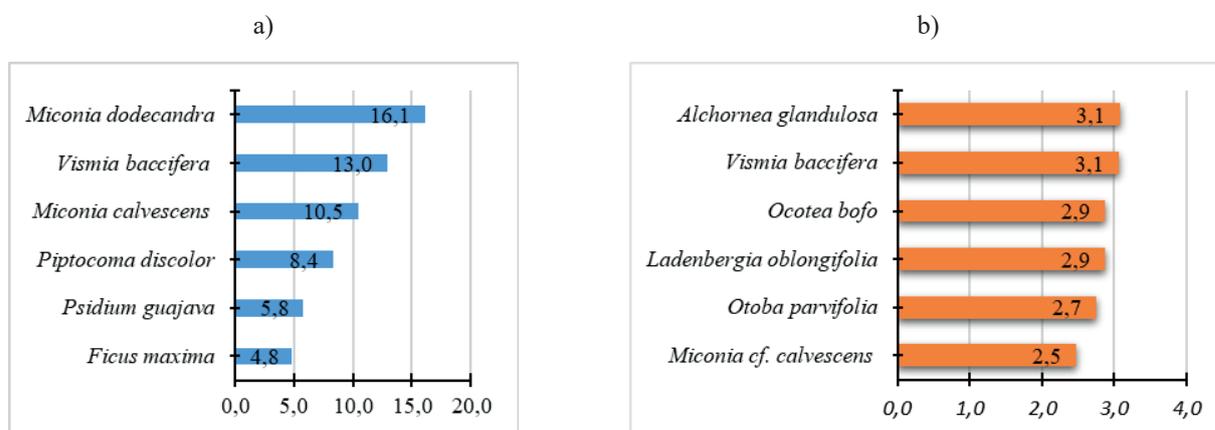


Figura 2. Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies representativas de: a) áreas de restauración pasiva (R.P) y, b) bosque maduro (B.R) en la reserva Jamboe.

El área basal promedio de las áreas de restauración pasiva fue de 18,60 m²/ha; siendo la clase II (5,49 m²/ha) y clase VII (4,71 m²/ha) las que poseen mayor área basal (Figura 3). El bosque maduro presenta un área basal de 34,24 m²/ha, mostrando que las áreas de restauración evaluadas logran recuperar el 53 % del área basal durante el primer estadio de sucesión.

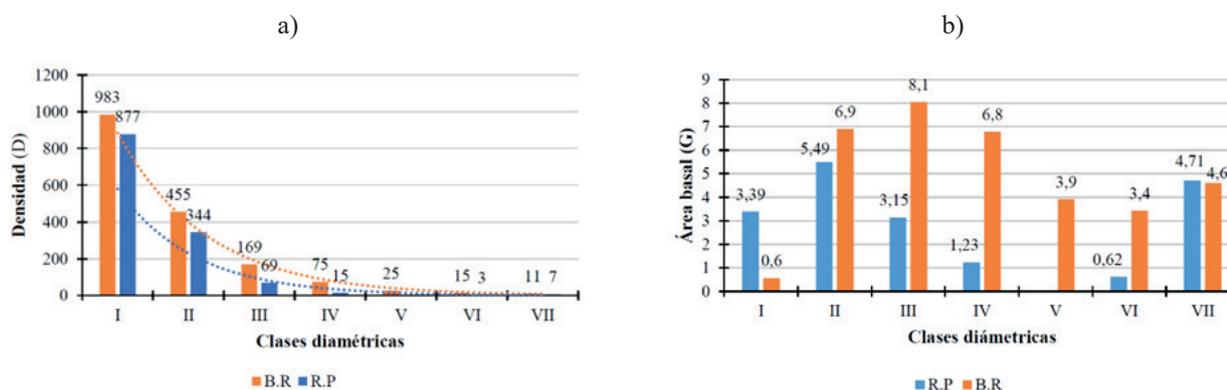


Figura 3. a) Densidad por clase diamétrica para la restauración pasiva (R.P) y bosque maduro o de referencia (B.R). b) Área basal por clase diamétrica para la restauración pasiva (R.P) y bosque maduro o de referencia (B.R) en la reserva Jamboe. clase I: 5 – 9,99 cm, clase II: 10– 19,99cm, clase III: 20– 29,99cm, clase IV: 30 – 39,99 cm, clase V: 40 – 49,99 cm, clase: VI: 50 – 50,99, clase VII: > 60 cm

DISCUSIÓN

Composición florística

Las áreas de restauración pasiva de la reserva Jamboe, luego de 11 años de recuperación registraron 52 especies, 45 géneros y 32 familias, siendo la familia Melastomataceae la más representativa. En otros estudios ejecutados en áreas de restauración pasiva para bosques secundarios similares con edades entre 19 y 22 años se han registrado hasta 101 especies, 62 géneros y 35 familias, donde las familias representativas fueron Melastomataceae, Rubiaceae, Hypericaceae y Fabaceae, mientras que las especies características fueron *Miconia splendens*, *Miconia nervosa*, *Vismia baccifera*, *Palicourea guianensis* y *Piptocoma discolor* (Fernández y Freire, 2013; Luzuriaga et al., 2017), mostrando una similitud con la composición florística de áreas de restauración pasiva en el presente estudio.

En lo referente a la diversidad, las áreas de restauración pasiva tuvieron un valor del índice de diversidad medio similar a lo encontrado en otros

estudios en las primeras fases de sucesión (20 – 25 años) donde la diversidad fue de 2,97 (Viapiana et al., 2019), pero inferior a la diversidad y con una diferente composición florística de un bosque maduro (índice de diversidad de 4,039) (Álvarez-Montalván et al., 2021).

La degradación, la pérdida de la cobertura forestal y la consecuente fragmentación de los ecosistemas tropicales han sido el resultado de las actividades antrópicas (Haddad et al., 2015; Riitters et al., 2002). Pese a que a nivel global la tasa anual de pérdida de bosques se ha reducido de 7,3 millones de hectáreas a 3,3 millones de hectáreas entre 1990 y 2015 (Keenan et al., 2015), la pérdida de los bosques sigue avanzando con una tasa alta a nivel global. Esta dinámica global se observa también en la cuenca amazónica la cual posee una tasa neta anual de -0,45 % durante la década de 1990, para el Ecuador en este mismo periodo, la tasa anual de deforestación fue de -0,65 %, reduciéndose a -0,48 % entre 2014 y 2016 (FAO, 2011; MAE, 2017). Dentro del país y en particular en la región amazónica los principales conductores de deforestación son construcción

de carreteras, extracción de petróleo, expansión agrícola, cambio de uso de suelo de bosques a cultivos y pastizales, y crecimiento poblacional (Sierra et al., 2021b; Wasserstrom & Southgate, 2013).

Debido a estas altas pérdidas en la cobertura forestal, en las últimas décadas existe el continuo debate de estrategias que permitan la conservación y la recuperación de los ecosistemas boscosos, la integración de estas estrategias permitirá una mejor gestión de los bosques con el objetivo de conservar y mantener la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en los actuales paisajes modificados por las acciones humanas (Chazdon, 2019). La restauración pasiva a través de la regeneración natural puede ser la acción más eficiente desde el punto de vista ecológico y económico a nivel de paisaje o a escala regional, siempre y cuando esta estrategia pueda reducir las barreras como condiciones de suelo pobres, inadecuada colonización de especies debido a la limitación en la dispersión de semillas, dominancia de especies invasoras y la alteración de condiciones micro climáticas.

La representatividad de especies pioneras típicas de estadios de sucesión temprana en las áreas de restauración pasiva evaluadas en este estudio tales como *Miconia dodecandra*, *Piptocoma discolor*, *Vismia baccifera*, y la diversidad de otras especies que están apareciendo en el proceso de sucesión son prueba de sucesión que promete una restauración adecuada. Bajo este contexto es importante la ejecución de procesos de restauración pasiva que favorezcan el establecimiento de árboles de rápido crecimiento que supriman el crecimiento de hierbas, atraigan dispersores de semillas y de esta forma promover el desarrollo sucesional conforme lo asegura Chazdon (2014) y, es corroborado en esta investigación.

Parámetros estructurales

Los bosques maduros de la región evaluada podrían alcanzar un área basal entre 20 y 35 m²/ha (MAE, 2015), mientras que las áreas evaluadas de restauración pasiva alcanzan un

área basal de 18,60 m²/ha, esto representa una recuperación aproximada del 53 % de dicha área basal, obviamente con una composición florística diferente. La estructura de las áreas evaluadas es similar a otros estudios en donde se estimó un área basal 19,38 m² (Luzuriaga et al. 2017), demostrando la importancia que tienen este tipo de estrategias de restauración ecológica en la recuperación de la estructura de los bosques. Los resultados de Jamboe muestran características propias de los primeros estadios de sucesión para áreas de restauración pasiva, donde dominan individuos de diámetros pequeños y especies pioneras del género *Miconia* y de las especies preestablecidas como *Piptocoma discolor* y *Vismia baccifera*.

En áreas de regeneración natural se puede encontrar individuos con diámetros mayores a 30 cm de diámetro que se incluyen en los cálculos como regeneración y no como árboles relictos, que alcanzan estos diámetros favorecidos por la ausencia de competencia (Muñoz-Mazón et al., 2019). No obstante, si se considera el incremento medio anual de las especies de rápido crecimiento presentes en el área de restauración tales como *Piptocoma discolor*: 2,2 cm/año y *Heliocarpus americanus*: 2,9 cm/año (Aguirre et al., 2013), y el período de recuperación del área de restauración pasiva (11 años), el área basal recuperada en dicho período estaría conformada por las especies de las clases diamétricas de 5 a 30 cm de DAP (Figura 3b). Por lo tanto, se evidencia una recuperación de 12,3 m²/ha, que corresponde al 34,4 % con respecto al bosque maduro (Muñoz Mazón et al., 2019). Estos hallazgos sugieren que la restauración pasiva es una de las estrategias más efectivas para la recuperación de los ecosistemas, permitiendo incrementar la biodiversidad y la estructura de los ecosistemas boscosos a nivel global.

La regeneración natural promueve el reclutamiento de una alta diversidad de especies lo cual facilita la recuperación de los bosques. Un bosque secundario durante el proceso de sucesión, una vez que las especies pioneras han cerrado el dosel, propicia la aparición de

Rogel, L., Eguiguren, P., Veintimilla, D., Arias, C., Aguirre, N. (2025). La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 8-17. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2340>

claros, lo que favorece la aparición de otras especies de estadios de sucesión intermedia (Guariguata & Kattan, 2002). Esta tendencia ha sido ampliamente reportada en diversos estudios de bosques secundarios tropicales (Finegan & Delgado, 2000; Sánchez, 2019; Paredes et al. 2020). Las áreas de restauración pasiva evaluadas muestran que incluso en un estadio temprano de sucesión logran recuperar una importante cantidad de especies e incluso alcanzar un nivel medio de diversidad. Bajo este contexto, es importante la implementación de acciones de restauración pasiva a nivel de paisaje que permitan incrementar las áreas de hábitat para promover la conexión entre parches de bosque.

CONCLUSIONES

La sucesión secundaria en áreas de restauración pasiva de bosques piemontanos de la cordillera oriental del sur de Ecuador muestra una clara trayectoria de sucesión temprana, cuya valoración inicial indica que en un futuro se podrá incrementar la diversidad vegetal y mejorar la estructura del bosque, aspectos clave para la provisión de servicios ecosistémicos.

FINANCIAMIENTO

El estudio fue financiado por la Universidad Nacional de Loja a través del proyecto: Generación de indicadores ecológicos y socioeconómicos para el monitoreo de procesos de restauración de paisajes forestales.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Diseño del proyecto: PE, DV y NA. Diseño del estudio: LR, PE y DV. Curación de datos: LR. Análisis formal: LR y PE. Escritura del primer borrador: LR y PE. Escritura, revisión y edición: PE, DV, NA y CA. Supervisión: PE y DV.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, Z., Flores, P., Lara, S., & Tapuy, M. (2020). *Los Bosques del Ecuador*. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/32473/WF20BSP.pdf?sequence=6&isAllowed=y>
- Aguirre, N. (2011, December 10). *Restauración Ecológica*. <https://nikolayaguirre.com/2012/01/27/restauracion-ecologica/>
- Aguirre, Z. (2013). *Métodos para medir la biodiversidad* (Primera Ed). Universidad Nacional de Loja.
- Armendariz, I., & Caamal, A. (2002). La sucesión secundaria en los ecosistemas y agroecosistemas tropicales – el henequén (agave fourcroydes) en el contexto de la diversificación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93911238005>
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas*, 21(1–2), 136–147.
- Barrera, J. (2014). *Los disturbios como causa de degradación de los ecosistemas*. moz-extension://d9359200-f10d-416d-9a53-7e6f6e5923e3/enhanced-reader.html?openApp&pdf=http%3A%2F%2Ffelti.fesprojects.net%2F2014%2520Monitoring_Pereira%2Fj_barrera_degradacion.pdf
- Calva, J., Ortiz, N., Calapucha, J., Chango, G., & Pallo, C. (2020). *LOS BOSQUES DE ECUADOR*.
- Chazdon, R. (2014). *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press.
- Chazdon, R. (2019). Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. *Biotropica*, 51(4), 463–472.
- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050442>
- FAO. (2011). *The State of Forests in the Amazon Basin, Congo Basin, and Southeast Asia. A report prepared for the summit of the Three Rainforest Basins*.

- Rogel, L., Eguiguren, P., Veintimilla, D., Arias, C., Aguirre, N. (2025). La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 8-17. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2340>
- FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. Global Forest Resources Assessment 2020. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- Finegan, B., & Delgado, D. (2000). Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. *Restoration Ecology*, 8(4), 380–393.
- Gann, G., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C., Jonson, J., Hallett, J., Eisenberg, C., Guariguata, M., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). *Principios y estándares internacionales para la práctica de la restauración ecológica*.
- Guariguata, M. R., & Kattan, G. H. (2002). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*.
- Guillen, G. (2011). “Turno biológico de corta en *Juglans neotropica* Diels, a partir del análisis de anillos de crecimiento en Selva Central del Perú”.
- Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., Gonzalez, A., Holt, R., Lovejoy, T., Sexton, J., Austin, M., Collins, C., Cook, W., Damschen, E., Ewers, R., Foster, B., Jenkins, C., King, A., Laurance, W., Levey, D., Margules, C., ... Townshend, J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052–e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Jaramillo, L. (2014). *Evaluación comparativa de tratamientos silviculturales en el crecimiento de especies forestales y características del suelo en la restauración ecológica de la cubierta forestal de la cuenca del río jamboé, sector numbami, zamora chinchipe*. universidad nacional de loja.
- Keenan, R., Reams, G., Achard, F., De-Freitas, J., Grainger, A., & Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 9–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>
- MAE. (2017). *Deforestación del Ecuador Continental periodo 2014 - 2016*.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2019). *Plan Nacional de Restauración Forestal 2019-2030*.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013). *Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*.
- Muñoz, L. (2020). *Técnicas de Restauración Ecológica*.
- Muñoz Mazón, M., Klanderud, K., Finegan, B., Veintimilla, D., Bermeo, D., Murrieta, E., Delgado, D., & Sheil, D. (2019). Disturbance and the elevation ranges of woody plant species in the mountains of Costa Rica. *Ecology and Evolution*, 9(24), 14330–14340.
- Murcia, C., & Guariguata, M. (2014). La Restauración Ecológica en Colombia: Tendencias, Necesidades y Oportunidades. *Documentos Ocasionales* 107. <https://doi.org/10.17528/CIFOR/004519>
- Riitters, K., Wickham, J., O’Neill, R., Jones, B., Smith, E., Coulston, J., Wade, T., & Smith, J. (2002). Fragmentation of Continental United States Forests. *Ecosystems*, 5, 815 – 822.
- Ríos, O. V. (2011). Restauración ecológica: Biodiversidad y conservación. *Acta Biologica Colombiana*, 16(2), 221–246.
- Ron, S. (2020). Regiones naturales Ecuador. In *BIOWEB.Pontificia Universidad Católica del Ecuador*. <https://bioweb.bio/faunaweb/amphibiaweb/RegionesNaturales>
- Sánchez, M. (2020). *Diversidad de la regeneración natural e incremento dasométrico de especies forestales en áreas de restauración ecológica de la reserva numbami en la provincia zamora chinchipe*. universidad nacional de loja.
- SER. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. *British Journal of Pharmacology*, 55(2), 282P-283P. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/116%0Ahttp://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=PMC1666813>
- Sierra, A. (2018). *Evaluación de estrategias de restauración ecológica en el Corredor Biológico Rincón Cacao, Costa Rica* [Centro Agronómico Tropical De Investigación Y Enseñanza]. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/8912>
- Sierra, R., Calva, O., & Guevara, A. (2021a). La Deforestación en el Ecuador, 1990 – 2018: Factores, Promotores y Tendencias Reciente. s. Ministerio de Ambiente y Agua del Ecuador, Ministerio de Agricultura del Ecuador, en el marco de la implementación del Programa Integral Amazónico de Conservación de Bosques y Producción Sostenible.

- Rogel, L., Eguiguren, P., Veintimilla, D., Arias, C., Aguirre, N. (2025). La restauración pasiva como una estrategia para la recuperación de la composición florística y estructura de los bosques piemontanos del Sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 8-17. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2340>
- Sierra, R., Calva, O., & Guevara, A. (2021b). La Deforestación en el Ecuador, 1990-2018. *Factores Promotores y Tendencias Recientes*. PNUD y Ministerio de Ambiente y Agua Del Ecuador. Quito, Ecuador. moz-extension://d9359200-f10d-416d-9a53-7e6f6e5923e3/enhanced-reader.html?openApp&pdf=http%3A%2F%2Finabio.biodiversidad.gob.ec%2Fwp-content%2Fuploads%2F2021%2F01%2FLAFORET_WEB.pdf
- The Nature Conservancy. (2022). *Restauración ecológica*. <https://www.nature.org/es-us/sobre-tnc/donde-trabajamos/tnc-en-latinoamerica/brasil/historias-en-brasil/restauracion-ecologica/>
- Thornton, H. (2020). Ventajas de la restauración de los ecosistemas y la recuperación de especies para las personas y el planeta | Naciones Unidas. *Nature*, 586(7831), 724–729. <https://doi.org/10.1038/S41586-020-2784-9>
- Torres, B., Fischer, R., Vargas, J., & Günter, S. (2021). *Deforestación en paisajes forestales tropicales del Ecuador: bases científicas para perspectivas políticas* (Vol. 15). Serie de publicaciones misceláneas del INABIO.
- Viapiana, J., Cielo-Filho, R., & Câmara, C. D. (2019). Evaluation and characterization of passive restoration of an Atlantic forest tree community with focus on the understory. *Tropical Ecology*, 60(1), 140–149. <https://doi.org/10.1007/s42965-019-00017-0>
- Wasserstrom, R., & Southgate, D. (2013). Deforestation, Agrarian Reform and Oil Development in Ecuador, 1964-1994. *Natural Resources*, 04(01), 31–44. <https://doi.org/10.4236/nr.2013.41004>

Métodos de muestreo y colección de briofitos y líquenes en bosques neotropicales-Ecuador

Sampling and collection methods of bryophytes and lichens in Neotropical forests-Ecuador

Ángel Benítez^{1*} 
Alina Freire-Fierro² 

1. BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, Ecuador.
2. Investigadora Asociada del Herbario UTCEC, Universidad Técnica de Cotopaxi, y Universidad Regional Amazónica Ikiam, Tena, Ecuador.

**Autor para correspondencia: arbenitez@utpl.edu.ec*

RECIBIDO: 20/08/2024

ACEPTADO: 04/11/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

Los briófitos y líquenes presentan una alta diversidad a nivel global con un aproximado de 20 000 especies y para Ecuador con 1 700 y 2 500 especies, respectivamente. Estos dos grupos son conocidos como bioindicadores de cambios ambientales, debido a que son organismos poiquilohídricos, ya que dependen de condiciones externas de humedad y temperatura. Los briofitos y líquenes pueden crecer en diferentes ecosistemas como bosques montanos, bosques secos, bosques amazónicos, matorrales y páramos sobre la corteza de árboles, suelo, rocas y en hojas. Por ello, se presenta un protocolo de muestreo para estudios de diversidad y ecológicos, así como también el proceso desde colección hasta el almacenamiento de las muestras en herbarios. Estos protocolos estandarizados y muestreos aplicados presentados aquí son los adoptados por investigadores del Herbario HUTPL y que pueden servir de guía para realizar estudios a nivel local y regional en diferentes tipos de bosques.

Palabras clave: monitoreo, diversidad, ecología, epífitos, terrícolas, epífilos, saxícolas

ABSTRACT

Bryophytes and lichens have a high diversity at a global level, with approximately 20000 species, and for Ecuador, with 1700 and 2500 species, respectively. These two groups are known as bioindicators of environmental changes, as they are poikilohydric organisms that depend on external conditions such as humidity and temperature. Bryophytes and lichens can grow in different ecosystems such as montane forests, dry forests, Amazonian forests, scrublands and páramos on tree bark, soil, rocks and leaves. Therefore, a sampling protocol for diversity and ecological studies is presented, as well as the process from collection to storage of specimens in herbarium. These standardised protocols and applied sampling methods presented here are those adopted by researchers at the HUTPL Herbarium and can serve as a guide for local and regional studies in different forest types.

Keywords: Collection, sampling, diversity, ecology, bryophytes, lichens.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial se han reportado un aproximado de 20 000 especies de briofitos (Patiño & Vanderpoorten., 2018), de las cuales 12 500 especies pertenecen a los musgos (Crosby et al., 1999; Cox et al., 2010), 8 500 especies de hepáticas (Von Konrat et al., 2010; Söderström et al., 2016) y 250 especies de antocerotes (Villarreal et al., 2010). En esa misma línea, los líquenes son un grupo muy diverso con aproximadamente 20 000 especies reportadas (Feuerer & Hawksworth, 2007). Los briofitos y líquenes (Figura 1) cumplen funciones importantes relacionadas con la diversidad, biomasa y funcionamiento, asimismo, participan en el ciclo del agua y nutrientes de los ecosistemas (Gradstein, 2008; Nöske et al., 2008; Benítez et al., 2012a). Además, brindan refugio y alimento a una variedad de insectos, microorganismos, pequeños reptiles, anfibios y ciertos grupos de aves (Nadkarni & Matelson 1989; Smith et al., 2001; Benítez et al., 2023).

Comparten similares características ecofisiológicas relacionadas con la naturaleza poiquilohídrica, debido a que dependen de las condiciones ambientales de humedad y temperatura de su entorno (Gradstein et al., 2001), por ello pueden sufrir una rápida deshidratación en condiciones de baja humedad relativa y

reanudar rápidamente la actividad metabólica en presencia de agua. Estos organismos pueden ser encontrados creciendo juntos sobre corteza de árboles (epífitos o corticícolas), hojas (epífilos), suelo, rocas (saxícolas), metales, vidrios, caparazones de animales e inclusive sobre otros líquenes o briofitos. Los líquenes están formados por una asociación simbiótica entre un alga o cianobacteria (fotobionte), y hongos (micobiontes), donde las levaduras han sido incluidas en esta simbiosis (Spribille et al., 2016).

La diversidad en Ecuador para briofitos es cerca de 1 700 especies (Churchill et al., 2000; León-Yanez et al., 2006; Gradstein, 2021) y para líquenes se registran 2 225 especies (Yáñez-Ayabaca et al., 2023). Estos organismos, al depender de las condiciones externas de humedad y temperatura, constituyen grupos modelos para evaluar cambios en el ambiente relacionado con alteraciones antrópicas (Nöske et al., 2008; Benítez et al., 2012b; Chuquimarca et al., 2019), contaminación del aire (Díaz et al., 2021) y calentamiento global (Hauck, 2009). Por ello, el presente estudio tiene por objetivo realizar un protocolo de muestreo para estudios de diversidad y ecología, así como también el proceso de colección hasta el almacenamiento de muestras en un herbario.

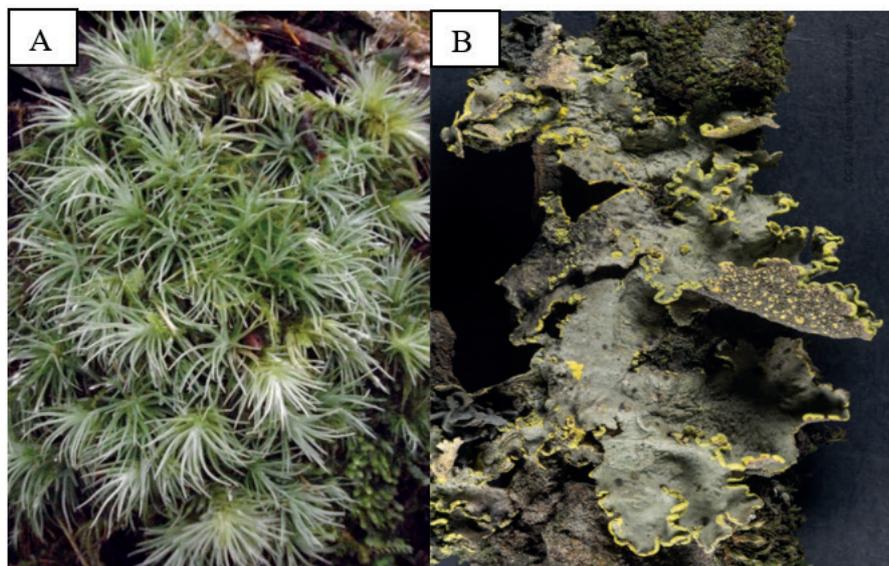


Figura 1. A. Briófito (*Leucobryum antillarum* Schimp. ex Besch.) y B. Liquen (*Crocodia aurata* (Ach.) Link).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Técnicas para muestreo y colección de briófitos y líquenes epífitos

Generalmente los briófitos y líquenes crecen juntos y comparten algunos sustratos como por ejemplo corteza y hojas de árboles, suelo y rocas, por ello las técnicas o protocolos de muestreo de la riqueza y diversidad se aplican simultáneamente a estos dos grupos. En este contexto, durante las últimas décadas se han desarrollado varios protocolos de muestreo de líquenes y briófitos epífitos (Gradstein et al., 1996, Gradstein et al., 2001) y otros que se han adaptado de protocolos de epífitas vasculares (Johansson, 1974; Krömer & Gradstein, 2016). Estos protocolos permiten definir las técnicas de muestreo para estos organismos.

Definición de la zona de muestreo

La riqueza y diversidad de briófitos (musgos, hepáticas y antoceros) y líquenes epífitos en bosques naturales y bosques cultivados se puede estudiar mediante la selección de una hectárea de bosque, donde se establecen parcelas de 20 × 20 m y los inventarios se realizan generalmente en ocho árboles maduros con un diámetro a la altura del pecho (DBH) de ≥ 10 cm. Estos árboles luego

son escalados con la técnica de cuerda única desde la base hasta el dosel. Luego de ello se realizan los muestreos en los árboles seleccionados.

Muestreo mediante el protocolo de estratificación vertical de Johansson (1974) en el árbol.

Cada uno de los 8 árboles es dividido en 5 zonas (Figura 2) desde la base hasta el dosel siguiendo el protocolo de Johansson (1974):

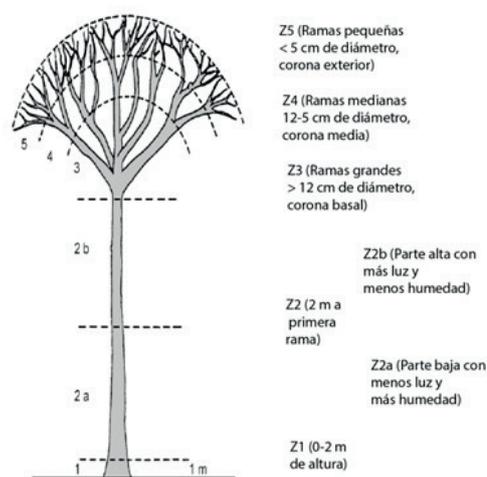


Figura 2. Zonas de estratificación vertical con modificaciones (Johansson, 1974).

Zona 1 (Z1): Base del tronco, que se extiende desde 0-2 m de altura

Zona 2 (Z2): Sección que va desde los 2 m sobre el suelo hasta la primera rama principal del tronco superior. Esta zona se subdivide en dos subzonas: a) Z2a, que corresponde a la parte baja del tronco con niveles menores de luz y mayor humedad y b) Z2b, que corresponde a la parte alta del tronco con mayores niveles de luz y menor humedad, respectivamente con la finalidad de hacer la comparación paralela.

Zona 3 (Z3): Incluye a la parte basal de las ramas grandes que tengan > 12 cm de diámetro y que formen la corona basal del árbol hasta las ramificaciones secundarias.

Zona 4 (Z4): Incluye al segundo tercio de la longitud de las ramas con 12 a 5 cm de diámetro y que forman la corona media del árbol.

Zona 5 (Z5): Incluye a la parte de la copa exterior de ramas con <5 cm de diámetro y que forman la corona exterior.

En resumen, se distinguen cinco zonas que corresponden a base del tronco (Z1), pero la zona dos se divide en la parte inferior del tronco (Z2a) y la parte superior del tronco hasta la primera ramificación (Z2b), parte inferior de la copa (Z3), parte media de la copa (Z4) y parte externa del dosel que corresponde a la zona 5 (Johansson, 1974; Gradstein et al., 2003; Krömer & Gradstein, 2016).

Registro de presencia/ausencia y estimación de cobertura de las especies en cada zona de Johansson

Inicialmente se debe realizar los inventarios en las zonas Z1 y Z2 (Z2a y Z2b) de Johansson para evitar daños en el tronco de los árboles debido a la aplicación de la técnica de escalar, y luego, las zonas Z3, Z4 y Z5 mediante la técnica de una sola cuerda (Johansson, 1974; Gradstein et al., 2003; Krömer & Gradstein, 2016) (Figura 3). Para registrar presencia/ausencia y cobertura de briófitos y líquenes en cada árbol, se utilizan cuadrículas de 20 × 30 cm en los troncos y 10 ×

60 cm en las ramas del dosel según el diámetro de la rama a cuatro orientaciones (Norte, Sur, Este y Oeste). Adicionalmente por razones de seguridad las ramas delgadas de la parte del dosel (Z5) son analizadas en el suelo una vez han sido cortadas y cuidadosamente bajadas (Normann et al., 2010).



Figura 3. Técnica de una sola cuerda para acceder al dosel del árbol para el muestreo de briófitos y líquenes epífitos.

Como paso siguiente se debe registrar la presencia/ausencia de los líquenes y briófitos, así como estimar la cobertura en las diferentes zonas de Johansson. De manera general, se utiliza la estimación de la cobertura de briófitos y líquenes como sustituto de la abundancia debido a la inherente dificultad asociada con la definición de individuos en cada cuadrante. Para la estimación visual de la cobertura cada cuadrante de 20 × 30 cm se divide en 24 sub-cuadrantes de 5 × 5 cm donde se registra la cobertura de cada especie. Los cuadrantes pueden ser hojas de acetatos o cuadrantes de alambre de acero (Figura 4).



Figura 4. Cuadrantes para estimar la cobertura de briófitos y líquenes de 20 × 30 cm.

En este contexto varias investigaciones han documentado el uso de la cobertura como un buen estimador de la abundancia o biomasa de estos organismos (Holz & Gradstein, 2005; Nöske et al., 2008; Benítez et al., 2015, 2019a). Finalmente, es importante considerar características del árbol hospedero como altura del árbol, inclinación, diámetro del tronco (diámetro a la altura del pecho o DAP), tipo de corteza (lisa o fisurada descamada) y arquitectura de la copa del árbol (ramas principales horizontales u oblicuas).

Cabe señalar que, dependiendo de los objetivos de la investigación, se pueden realizar modificaciones al protocolo relacionado con las zonas Johansson, al tamaño de las parcelas, al número de árboles y número de cuadrantes y las orientaciones de los cuadrantes. Así, Benítez et al. (2015, 2019a, 2024), Medina et al. (2021) y Déleg et al. (2021) se han enfocado en el sotobosque que corresponde a las zonas Z1 y Z2 de Johansson, estableciendo parcelas de 5×5 m o de 10×10 m, en donde se han seleccionado entre 4, 5, 10 o 16 árboles por parcela. Adicionalmente en cada árbol se han realizado cuadrantes de 10×10 cm, 20×20 cm o de 20×50 cm (Figura 4) y a orientaciones norte y sur o únicamente a una orientación. En cuanto al uso de líquenes y briófitos como indicadores de calidad del aire se registró la frecuencia y cobertura de manera visual con un cuadrado de 10×50 cm que se divide en 20 cuadrados de 5×5 cm en 4 a 10 árboles por zona (Ochoa-Jiménez et al., 2015; Díaz et al., 2021)

Técnicas para muestreo y colección de briófitos y líquenes terrícolas y saxícolas

Para muestreos de briófitos y líquenes en ambientes terrestres es posible seguir protocolos recientemente aplicados por varios investigadores nacionales e internacionales, sobre la base de sus experiencias investigativas (Mandl et al., 2009; Castillo-Monroy et al., 2016; González et al., 2017; Benítez et al., 2019b; Salinas et al., 2022; Ruiz et al., 2023; Yangua-Solano et al., 2023).

Definición de la zona de muestreo

La diversidad de briófitos y líquenes terrícolas y saxícolas en diferentes ecosistemas (bosques, montanos, matorrales secos y páramos) se mide mediante la aplicación de parcelas de 20×20 m, 10×10 m o de 1×1 m, y cuadrantes de 40×40 cm, 20×30 cm o 25×25 cm donde se estiman su presencia/ausencia y/o su cobertura.

Registro de presencia/ausencia y estimación de cobertura de las especies.

Inicialmente, se debe elegir en tamaño de la parcela a utilizar, por ejemplo, se puede utilizar parcelas de 20×20 m, donde se establecen al azar 4 cuadrantes de 20×30 cm en cada parcela (Mandl et al., 2009). Para la estimación de la cobertura de cada cuadrante de 20×30 cm, al mismo se lo divide en 24 sub-cuadrantes de 5×5 cm donde se registra visualmente la cobertura de cada especie (Figura 5). Al igual que para los organismos epífitos, los cuadrantes pueden ser hojas de acetatos o cuadrantes de alambre de acero (Figura 4)

Como protocolo complementario, se puede determinar la diversidad de organismos que conforman la costra biológica del suelo (CBS: asociación de algas, hongos, cianobacterias, líquenes y briófitos), protocolo publicado por Castillo-Monroy et al. (2016). En su estudio, ellos escogieron tres zonas a diferentes gradientes en un matorral seco del sur de Ecuador, establecieron tres parcelas de 10×10 m con similares características en cada zona, allí, y establecieron 20 cuadrantes de 25×25 cm divididos en 25 sub-cuadrantes de 5×5 cm, dando un total de 180 cuadrantes. Los cuadrantes en su estudio fueron distribuidos no aleatoriamente en las parcelas para garantizar la presencia de CBS.

Adicionalmente, y como protocolo orientado a determinar la diversidad de briófitos y líquenes terrícolas en cinco páramos de Ecuador distribuidos a diferentes rangos altitudinales

(2 700 - 4 000 m s.n.m.) se puede mencionar al realizado por González et al. (2017) en el que establecieron cuarenta cuadrantes al azar de 40 × 40 cm y registraron la cobertura de líquenes y briófitos visualmente en un total de 200 cuadrantes para todos los páramos.



Figura 5. Muestreo de briófitos y líquenes terrícolas y saxícolas.

Técnicas para muestreo y colección de briófitos y líquenes epífilos o folícolas

Los briófitos y líquenes epífilos o folícolas crecen sobre las hojas de bosques húmedos, tropicales y subtropicales (Pócs, 1996; Morales & Moreno, 2010; Jiang & Shao, 2016), y al igual que otros organismos epífitos, son ideales para predecir la alteración de los ecosistemas (Zartman & Nascimento, 2006), debido a que cambios en condiciones microclimáticas como temperatura, humedad relativa y disponibilidad de luz influyen en la diversidad y establecimiento de estas especies.

Definición de la zona de muestreo

Es importante considerar el ecosistema donde se va a realizar la investigación, los árboles hospederos, microhábitats y el número de hojas a coleccionar (Gradstein et al., 1996; Lücking, 2008). Se pueden realizar transectos o parcelas de 20 ×

20 m, 10 × 10 m o 5 × 5 m en bosques montanos y bosques húmedos de tierras bajas donde la diversidad de los organismos es muy alta.

En una primera etapa, se recomienda coleccionar hojas de diferentes hospedadores con diferentes rasgos, por ejemplo, hojas de angiospermas de diferente tamaño, hojas con pubescencia, frondas de helechos con hojas divididas (*Cyathea*) o enteras (*Blechnum*), hojas de helechos epífitos (Hymenophyllaceae) y hojas grandes del dosel (*Cecropia*). Se recomienda seleccionar zonas relacionadas con el sotobosque, copa media del dosel y dosel del bosque con la finalidad de abarcar diferentes ambientes del bosque; y además seleccionar por lo menos dos diferentes hospedadores para proceder a la colección de un aproximado de 250 hojas (Gradstein et al., 1996). Luego se procede a registrar la presencia de briófitos y líquenes y estimar su cobertura.

A partir del protocolo establecido por Lücking (2008), se puede establecer los siguientes microhábitats para realizar los muestreos en bosques húmedos tropicales: 1. Sotobosque, 2. Transición hacia los claros del bosque, 3. Claros del bosque, 4. Transición hacia el dosel, 5. Dosel. En el caso de los tres primeros microhábitats se puede realizar el muestreo entre 1 - 2 metros, y para los demás se debe aplicar técnicas de una sola cuerda para acceder al dosel del árbol, con un total de 100 hojas distribuidas homogéneamente en cada uno de los microhábitats (20 hojas en cada microhábitat).

Registro de presencia/ausencia y estimación de cobertura

En la mayor parte de trabajos se ha utilizado una cuadrícula de 1 cm² para estimar la abundancia o cobertura de los organismos epífilos, calculando la proporción del área foliar ocupada por las especies (Monge-Nájera, 1989; Alvarenga & Pôrto, 2007; Malombe et al., 2016). Monge-Nájera (1989), señala que el área foliar cubierta por epífilas se puede estimar con una cuadrícula de puntos entrelazados cada cm en base a dos variables:

1.- Cobertura absoluta: número total de puntos señalados sobre las epífilas,

2.- Cobertura relativa: número de puntos que caen sobre el número total de puntos cayendo sobre la hoja. Esta segunda variable es una corrección para el área de la hoja. Las áreas absolutas y relativas perdidas por los herbívoros se evalúan de manera similar. Para estimar el número de puntos que caen sobre las partes faltantes de la hoja, se coloca debajo otra hoja de la misma especie y tamaño similar. Es decir, el tamaño se mide con una regla, y el área se calcula con la siguiente fórmula:

$$\text{área} = [(\pi) (X) (Y)] / 4$$

donde X= longitud de la hoja y Y= ancho de la hoja, y la forma de la hoja para este protocolo se obtiene dividiendo el largo por el ancho. Los valores más altos del cociente indican que las hojas son más largas.

Por otra parte, Lücking (2008) señala que para estimar la cobertura de área relativa de cada especie en la hoja se pueden utilizar cinco categorías escaladas logarítmicamente (0 - 5 %, 5 - 10 %, 10 - 20 %, 20 - 50 %, 50 - 100 %). En trabajos, el enfoque ha sido para registrar de manera visual la presencia y cobertura de las especies de briófitos y líquenes presentes en cada hoja (Hylander et al., 2013). En algunos casos, sin embargo, no se han indicado a detalle el proceso de estimación de la abundancia relativa de las especies (Zartman & Nascimento, 2006).

Marino (1991) señala que para estimar la cobertura se pueden realizar tres transectos por cada hoja: un transecto a lo largo de la vena media y un transecto a cada lado de la vena media, luego con el uso de un microscopio se registran a las especies encontradas a lo largo de cada milímetro de los transectos, así como también la longitud desocupada en cada transecto.

A diferencia de los anteriores protocolos, se propone que para la estimación de la cobertura en cada hoja se puede utilizar una cuadrícula transparente de 10 × 5 cm y asignar un porcentaje

de representación a cada especie de manera visual (Figura 6). Este proceso es similar al de otros organismos epífitos, sin embargo, debido al pequeño tamaño de los líquenes y briófitos, se debe hacer la asignación de cobertura bajo el estereoscopio para tener una mayor precisión de la estimación.



Figura 6. Muestreo de briófitos y líquenes epífilos.

Se puede establecer diferentes zonas de muestreo, como el sotobosque, parte interna del dosel y la copa externa. Para las palmeras, en cada hoja se pueden establecer 1 cuadrante de 10 × 10 cm donde se estimará la abundancia relativa de cada especie (Benavides & Sastre-De Jesús, 2011).

Colección, procesamiento y almacenamiento de briófitos y líquenes

A continuación, se describe los pasos para la colección, procesamiento y almacenamiento de briófitos y líquenes:

Colección

1. Antes de salir al campo, revisar los materiales necesarios para las colecciones como bolsas de papel de diferentes tamaños (14 × 20 cm), bolsas plásticas, navaja o cuchillo, martillo y cincel para las especies que crecen en rocas, marcadores permanentes, lupa de campo, cuaderno en papel libre de ácido y lápiz resistente al agua.

2. En el cuaderno de campo se debe registrar datos de la especie, género o familia, altitud, coordenadas geográficas, localidad, hábitat o sustrato en que se desarrolla, fecha, colector, número de colección y algunas observaciones como formación vegetal, cercanía a una fuente de agua, estado de la vegetación (fragmento de bosque o cultivo) o si el material está fértil.

3. La muestra colectada se coloca en la funda de papel con su correspondiente número de colección. Para líquenes, se deberán incluir todos los caracteres exhibidos del líquen, tales como: apotecios, isidios, soredios, cilios, entre otros y para briófitos se incluirán estructuras como esporofitos. Además, se recomienda coleccionar un mínimo de dos muestras por cada especie.

En cuanto al número de colección de cada especie, se lo puede realizar de dos maneras:

1. En caso de que la muestra se pueda diferenciar, se le coloca el número de colección en el campo.
2. En el caso de muestras muy pequeñas que suelen estar entremezcladas se procede a colocar el número de colección de la especie más dominante, luego en el laboratorio se les asigna el número de colección a las muestras que son separadas.

Prensado

Una vez colectada la muestra se procede a prensarla mediante dos procesos:

1) Tratamiento de prensado a presión, donde las muestras se colocan en un pliego de papel filtro o de periódico, uno sobre otro de forma ordenada. Se puede introducir entre ellos almohadillas secantes o varios papeles de periódico que faciliten la extracción de la humedad, las mismas que deben permanecer en la secadora por aproximadamente 72 horas. Este método se utiliza para los briófitos y líquenes epífilos

2) Tratamiento sin prensado, procedimiento aplicable para aquellas muestras que pueden verse afectadas sus estructuras por las actividades

de prensado como es el caso de los briófitos y algunos líquenes foliosos y gelatinosos. En algunos casos, se considera colocar las muestras en cajas plásticas o de cartón grueso para salvaguardar sus estructuras. Este último procedimiento es el más adecuado para mantener las estructuras y caracteres morfológicos de las muestras, especialmente para briófitos y líquenes epífitos y terrícolas.

Secado

Luego del prensado de la muestra se procede a secarlas bajo dos tratamientos:

1. Tratamiento de secado directo, donde las muestras se colocan en fundas de papel en una bandeja cercanas a una fuente de calor (estufa) a partir de los 40 - 60 °C por no más de 72 horas (Figura 7). Aclarando que las muestras deben ser revisadas diariamente.

2. Tratamiento de secado ligero al aire libre y a temperatura ambiente, procedimiento aplicable para aquellas muestras que pueden verse afectadas sus estructuras por las actividades exposición directa a la fuente de calor. Al igual que en el prensado, este último procedimiento es el más adecuado para preservar las estructuras y caracteres morfológicos de la muestra.

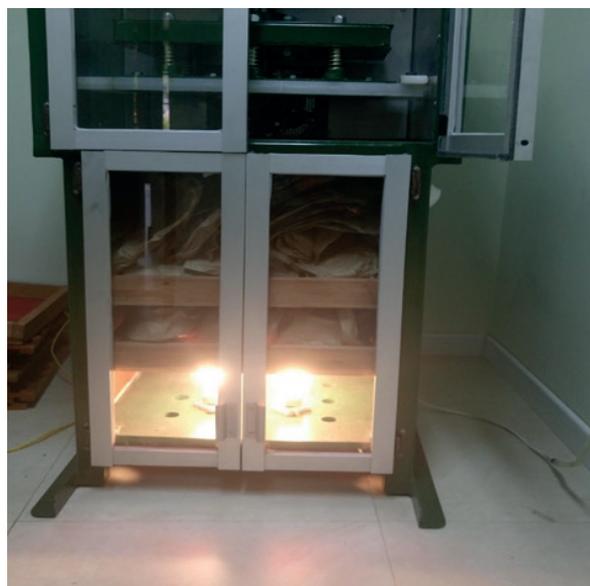


Figura 7. Proceso de secado a una fuente de calor.

Desinfección-Cuarentena

Antes de realizar el montaje de las muestras se las debe colocar en un congelador por 72 horas con temperaturas bajo cero (-5 y -20 °C), para eliminar ciertos insectos que potencialmente podrían alimentarse de las muestras (Ácaros, nematodos, moluscos) y evitar que se deterioren (Figura 8).



Figura 8. Proceso de congelación de las muestras secas a -5 y -20 °C.

Montaje

El proceso de montaje del material se lo realiza una vez que esté completamente seco con el siguiente proceso:

Se elaboran sobres a partir de hojas de papel bond A4 libre de ácido, que se doblan en tres partes iguales de 10 cm. Luego, se doblan 3 cm en cada uno de los extremos resultando es un sobre pequeño de 14 × 10 cm aproximadamente (Figura 9). Dentro del sobre se colocan las muestras secas con el mínimo de sustrato posible.

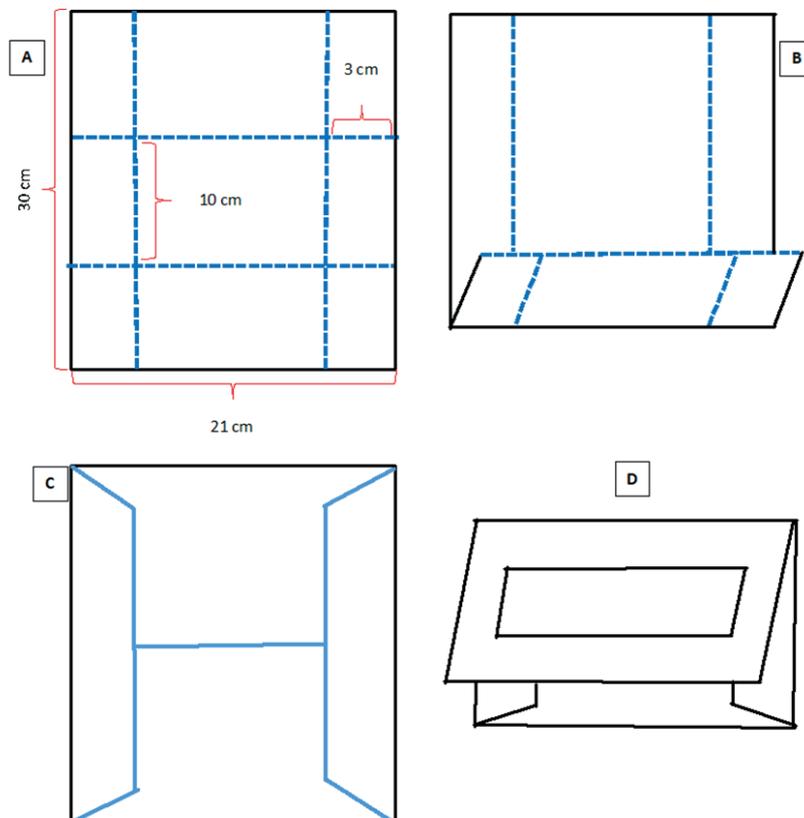


Figura 9. A-D Preparación de un sobre para montar briófitos y líquenes.

Identificación y etiquetado

La identificación es un proceso que puede realizarse antes o después del montaje y conservación de las muestras mediante:

1. Para la identificación se debe contar con los equipos, materiales, bibliografía y reactivos necesarios.

2. Los equipos necesarios para la identificación son un estereoscopio, microscopio y una cámara digital. En cuanto a los materiales requeridos son pinzas, porta y cubre objetos, navajas y regletas (Figura 10). Los reactivos se utilizan casi exclusivamente para la identificación de los líquenes. Por ejemplo, se realiza la preparación al 10 % de hidróxido de potasio (K), lejía comercial sin diluir o cloro (C), aplicación de hidróxido de potasio y luego de cloro (KC), cristales de parafenilendiamina (PD) en las siguientes proporciones: 1 g parafenilendiamina, 10 g de sulfito de sodio, 5 ml de detergente y 100 ml de agua o alcohol al 100 %, solución iodada (I) al 0,5 - 1,5 % de concentración, y solución acuosa del 50 % de ácido nítrico(N).



Figura 10. Equipos y materiales para la identificación de briófitos y líquenes.

3. Para la identificación, y además del conocimiento del/a colector, se necesita en muchos casos, la ayuda de material bibliográfico y claves de identificación.

4. Una vez identificadas las muestras, se procede a incluir dicha información en la base de datos que se utilice previo a la impresión de las etiquetas que serán colocadas en los sobres previamente elaborados (Figura 11).

FLORA DE ECUADOR	
Collectores	
Número de colección	Número de colección
Nombre científico de la especie	Familia de la especie
Ubicación provincial	Determinador:
Localidad:	
Formación vegetal	
Altitud	Fecha de colección
Coordenadas geográficas en grados, minutos y segundos	
Descripción y características de la especie.	
Proyecto de investigación	
Nombre del Herbario	

Figura 11. Modelo de etiquetas de briófitos y líquenes.

Almacenamiento

Las muestras preparadas pueden almacenarse indefinidamente en cajas de cartón preferiblemente libre de ácido, metal o de otro tipo en los estantes o armarios del herbario (Figura 12). Los especímenes pueden ordenarse alfabéticamente en géneros, familias y divisiones o en grandes grupos siguiendo criterios filogenéticos.



Figura 12. Almacenamiento de especímenes de briófitos y líquenes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Técnica Particular de Loja por el financiamiento para realizar la investigación (PROY_INV_CCBIO_2020_2773).

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Á, B.: Conceptualización, Metodología, Supervisión, Investigación, Escritura – Borrador

Original, Escritura – Borrador final; A, F.: Revisión Borrador original

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarenga, L. D. P., & Pôrto, K. C. (2007). Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic forest. *Biological conservation*, 134(3), 415-427.
- Benavides, J. C., & Sastre-De Jesús, I. (2011). Diversity and rarity of epiphyllous bryophytes in a superhumid tropical lowland forest of Chocó-Colombia. *Cryptogamie, Bryologie*, 32(2), 119-133.
- Benítez, Á., Prieto, M., González, Y., & Aragón, G. (2012a). Effects of tropical montane forest disturbance on epiphytic macrolichens. *Science of the Total Environment*, 441, 169-175.
- Benítez, Á., Aragón, G., & Prieto, M. (2019a). Lichen diversity on tree trunks in tropical dry forests is highly influenced by host tree traits. *Biodiversity and Conservation*, 28(11), 2909-2929.
- Benítez, Á., Gradstein, S. R., Cevallos, P., Medina, J., & Aguirre, N. (2019b). Comunidades de briofitos terrestres relacionados con factores climáticos y topográficos en un páramo del sur de Ecuador. *Caldasia*, 41(2), 370-379.
- Benítez, A., Gradstein, S. R., Prieto, M., Aragón, G., León-Yáñez, S., Moscoso, S., & Burghardt, M. (2012b). Additions to the bryophyte flora of Ecuador 2. *Tropical bryology*, 34, 99-106.
- Benítez, Á., Jaramillo, E., Yangua-Solano, E., & Greeney, H. F. (2023). Bryophytes Present in the Nests of Birds in Yanayacu Biological Station, Ecuador. *Diversity*, 15(11), 1123.
- Benítez, Á., Prieto, M., & Aragón, G. (2015). Large trees and dense canopies: key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 88(5), 521-527.
- Benítez, Á., Ortiz, J., Matamoros-Apolo, D., Bustamante, A., López, F., Yangua-Solano, E., & Guzmán-Montalván, E. (2024). Forest Disturbance Determines Diversity of Epiphytic Lichens and Bryophytes on Trunk Bases in Tropical Dry Forests. *Forests*, 15(9), 1565.
- Castillo-Monroy, A. P., Benítez, Á., Reyes-Bueno, F., Donoso, D. A., & Cueva, A. (2016). Biocrust structure responds to soil variables along a tropical scrubland elevation gradient. *Journal of Arid Environments*, 124, 31-38.
- Chuquimarca, L., Gaona, F. P., Iñiguez-Armijos, C., & Benítez, Á. (2019). Lichen responses to disturbance: clues for biomonitoring land-use effects on riparian Andean ecosystems. *Diversity*, 11(5), 73.
- Churchill, S. P., Griffin, D., & Muñoz, J. (2000). *A checklist of the mosses of the tropical Andean countries* (Vol. 17). Editorial CSIC-CSIC Press.
- Cox, C. J., Goffinet, B., Wickett, N. J., Boles, S. B., & Shaw, A. J. (2010). Moss diversity: a molecular phylogenetic analysis of genera. *Phytotaxa*, 9(1), 175-195.
- Crosby, M. R., Magill, R. E., Allen, B., & He, S. (1999). *A Checklist of the Mosses*. Missouri Botanical Garden, St. Louis.
- Déleg, J., Gradstein, S. R., Aragón, G., Giordani, P., & Benítez, Á. (2021). Cryptogamic epiphytes as indicators of successional changes in megadiverse lowland rain forests of western Amazonia. *Ecological Indicators*, 129, 107890.
- Díaz, J., Montaña, L., Salinas, P., & Benítez, Á. (2021). Epiphytic cryptogams as bioindicators of air quality in a tropical Andean city. *Sustainability*, 13(20): 11218.
- Feurerer, T., & Hawksworth, D. L. (2007). Biodiversity of lichens, including a world-wide analysis of checklist data based on Takhtajan's floristic regions. *Biodiversity and conservation*, 16(1), 85-98.
- González, Y., Aragón, G., Benítez, A., & Prieto, M. (2017). Changes in soil cryptogamic communities in tropical Ecuadorean páramos. *Community Ecology*, 18, 11-20.
- Gradstein, S. R. (2021). The liverworts and hornworts of Colombia and Ecuador.

- Benítez, A., Freire-Fierro, A. (2025). Métodos de muestreo y colección de briofitos y líquenes en bosques neotropicales-Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 18-30. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2299>
- Gradstein, S. R., Churchill, S. P., & Salazar-Allen, N. (2001). Guide to the bryophytes of tropical America. *Memoirs-New York Botanical Garden*.
- Gradstein, S. R., Hietz, P., Lücking, R., Lücking, A., Sipman, H. J. M., Vester, H. F. M., ... & Gardette, E. (1996). How to sample the epiphytic diversity of tropical rain forests.
- Gradstein, S. R., Wilson, R., Mohamed, H., Baki, B. B., Nasrulhaq-Boyce, A., & Lee, P. K. L. (2008). Protonemal neoteny in bryophytes. *Bryology in the new millennium*. Kuala Lumpur: University of Malaya, 1-11.
- Hauck, M. (2009). Global warming and alternative causes of decline in arctic-alpine and boreal-montane lichens in North-Western Central Europe. *Global Change Biology*, 15(11), 2653-2661.
- Holz, I., & Gradstein, R. S. (2005). Cryptogamic epiphytes in primary and recovering upper montane oak forests of Costa Rica—species richness, community composition and ecology. *Plant ecology*, 178, 89-109.
- Hylander, K., Nemomissa, S. y Enkosa, W. (2013). Edge effects on understory epiphytic ferns and epiphyllous bryophytes in moist afro-montane forests of Ethiopia. *Polish Botanical Journal*, 58(2): 555-563.
- Jiang, Y. B., & Shao, X. M. (2016). Diversity and distribution pattern of epiphyllous liverworts and its ecological determinants. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 40(5), 523.
- Johansson, D. (1974). *Ecology of vascular epiphytes in West African rain forest* (Doctoral dissertation, Sv. växtgeografiska sällsk.).
- Krömer, T., & Gradstein, S. R. (2016). Vascular epiphytes. *Core Standardized MethodS*, 24, 26.
- León-Yáñez, S., Gradstein, S., & Wegner, C. (2006). Catálogo de Hepáticas (Marchantiophyta) y Antoceros (Anthocerothophyta) del Ecuador. *Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador*. Quito, Ecuador.
- Lücking, R. (2008). Follicolous lichens as model organisms to study tropical rainforest ecology: background, data, and protocols. *Sauteria*, 15: 335-362.
- Malombe, I., Matheka, K. W., Pócs, T., & Patiño, J. (2016). Edge effect on epiphyllous bryophytes in Taita Hills fragmented afro-montane forests. *Journal of Bryology*, 38(1), 33-46.
- Mandl, N. A., Kessler, M., & Robert Gradstein, S. (2009). Effects of environmental heterogeneity on species diversity and composition of terrestrial bryophyte assemblages in tropical montane forests of southern Ecuador. *Plant Ecology & Diversity*, 2(3), 313-321.
- Medina, J., Quizhpe, W., Deleg, J., Gonzalez, K., Aguirre, Z., Aguirre, N., ... & Benitez, A. (2021). Are Juglans neotropica Plantations Useful as a Refuge of Bryophytes Diversity in Tropical Areas?. *Life*, 11(5), 434.
- Monge-Nájera, J. (1989). The relationship of epiphyllous liverworts with leaf characteristics and light in Monte Verde, Costa Rica. *Cryptogamie, Bryologie*, 10(4), 345-352.
- Morales, T., & Moreno, E. (2010). Contribución al conocimiento de los briófitos epífilos de Venezuela. *Ernstia*, 20(1), 47-70.
- Nadkarni, N. M., & Matelson, T. J. (1989). Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *The Condor*, 91(4), 891-907.
- Normann, F., Weigelt, P., Gehrig-Downie, C., Gradstein, S. R., Sipman, H. J., Obregon, A., & Bendix, J. (2010). Diversity and vertical distribution of epiphytic macrolichens in lowland rain forest and lowland cloud forest of French Guiana. *Ecological Indicators*, 10(6), 1111-1118.
- Nöske, N. M., Hilt, N., Werner, F. A., Brehm, G., Fiedler, K., Sipman, H. J., & Gradstein, S. R. (2008). Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane forest in Ecuador. *Basic and Applied Ecology*, 9(1), 4-12.
- Ochoa Jiménez, D. A., Cueva Agila, A., Prieto, M., Aragon, G., & Benitez, A. (2015). Changes in the epiphytic lichen composition related with air quality in the city of Loja (Ecuador). *Caldasia*.
- Patiño, J., & Vanderpoorten, A. (2018). Bryophyte biogeography. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 37(2-3), 175-209.
- Pócs, T. (1996). Epiphyllous liverwort diversity at worldwide level and its threat and conservation. *Anales del Instituto de Biología Serie Botánica*, 67(001).
- Ruiz, L., Carrión-Paladines, V., Vega, M., López, F., & Benítez, Á. (2023). Biological Crust Diversity Related to Elevation and Soil Properties at Local Scale in a Montane Scrub of Ecuador. *Journal of Fungi*, 9(3), 386.

Benítez, A., Freire-Fierro, A. (2025). Métodos de muestreo y colección de briofitos y líquenes en bosques neotropicales-Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 18-30. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2299>

- Salinas, P., Mazón, M., Carrión-Paladines, V., Cumbicus, N., Guzmán, P., Giordani, P., & Benítez, Á. (2022). Forest Ecosystems. *Forest*, 9, 100061.
- Smith, R. M., Young, M. R., & Marquiss, M. (2001). Bryophyte use by an insect herbivore: does the crane-fly *Tipula montana* select food to maximise growth?. *Ecological Entomology*, 26(1), 83-90.
- Söderström, L., Hagborg, A., & Von Konrat, M. (2016). Early land plants today: index of liverworts & hornworts 2013–2014. *Phytotaxa*, 269(3), 133-185.
- Spribille, T., Tuovinen, V., Resl, P., Vanderpool, D., Wolinski, H., Aime, M. C., ... & McCutcheon, J. P. (2016). Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*, 353(6298), 488-492.
- Villarreal, J. C., Cargill, D. C., Hagborg, A., Soderstrom, L., & Renzaglia, K. S. (2010). A synthesis of hornwort diversity: Patterns, causes and future work. *Phytotaxa*, 150-166.
- Von Konrat, M., Soderstrom, L., Renner, M. A., Hagborg, A., Briscoe, L., & Engel, J. J. (2010). Early land plants today (ELPT): how many liverwort species are there?. *Phytotaxa*, 9(1), 22-40.
- Yáñez-Ayabaca, A., Benítez, Á., Molina, R. B., Naranjo, D., Etayo, J., Prieto, M., ... & Bungartz, F. (2023). Towards a dynamic checklist of lichen-forming, lichenicolous and allied fungi of Ecuador—using the Consortium of Lichen Herbaria to manage fungal biodiversity in a megadiverse country. *The Lichenologist*, 55(5), 203-222.
- Yangua-Solano, E., Carrión-Paladines, V., & Benítez, Á. (2023). Effects of fire on pyrodiversity of terricolous non-tracheophytes photoautotrophs in a páramo of Southern Ecuador. *Diversity*, 15(12), 1176.
- Zartman, C. E., & Nascimento, H. E. (2006). Are habitat-tracking metacommunities dispersal limited? Inferences from abundance-occupancy patterns of epiphylls in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 127(1), 46-54.

Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador

Altitudinal variation of aboveground carbon content of tropical dry forests in the Laipuna Nature Reserve in southern Ecuador

Karina Gonzalez-Valdiviezo^{1*} 

Paúl Eguiguren^{2,4} 

Jürgen Homeier³ 

1. Maestría en Biodiversidad y Cambio Climático, Universidad Nacional de Loja, Loja – Ecuador

2. Carrera de Ingeniería Forestal, Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y Biodiversidad (CITIAB) Universidad Nacional de Loja, Loja – Ecuador

3. Faculty of Resource Management, HAWK Göttingen, Alemania

4. Grupo de Biodiversidad, Universidad Nacional de Loja, Loja – Ecuador

*Autor para correspondencia: kcgonzalezv@unl.edu.ec

RECIBIDO: 14/11/2024

ACEPTADO: 07/01/2025

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

Los bosques secos tropicales, son ecosistemas únicos y diversos, pese a su importancia biológica se encuentran entre los más amenazados del mundo, las presiones sociales y económicas han provocado una reducción significativa de su cobertura, lo que ha afectado su capacidad de proporcionar servicios ecosistémicos. El objetivo de este estudio fue conocer los cambios de contenido de carbono en la biomasa aérea en dos pisos altitudinales 600 y 1200 m s.n.m. en la Reserva Natural Laipuna de Naturaleza y Cultura Internacional. Se registró el diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total de todos los individuos arbóreos con $DAP \geq 10$ cm en seis parcelas permanentes de una hectárea. Para la estimación del carbono en la biomasa aérea se usó la ecuación de Chave, considerando el DAP (cm) y la altura de los árboles (m), así como también la densidad de madera (g/cm^3) de cada una de las especies presentes dentro de las parcelas. No se encontraron diferencias estadísticas entre los contenidos de carbono dentro del área evaluada estas reservas fueron entre $35,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $43,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$ a 600 m s.n.m. y 1 200 m s.n.m. respectivamente, demostrando así que la altitud es un factor que no influye en el almacenamiento de carbono aéreo. Se considera que este tipo de bosque representa una opción para contrarrestar el aumento de CO_2 atmosférico, siendo este un justificativo importante para su conservación, más aún cuando el bosque se encuentra bajo procesos dinámicos de crecimiento.

Palabras clave: bosque seco tropical, mitigación al cambio climático, servicios ecosistémicos, biomasa aérea.

ABSTRACT

Tropical dry forests are unique and diverse ecosystems. Despite their biological importance, they are among the most threatened in the world, where social and economic pressures have led to a significant reduction in their coverage. This has affected their ability to provide multiple ecosystem services, including carbon storage, an essential service for climate regulation. The objective of this study was to assess changes in aboveground carbon storage at two elevation levels 600 and 1 200 m a.s.l. in the Laipuna Nature Reserve, managed by Nature and Culture International. The diameter at breast height (DBH) and total height of all tree individuals with a DBH ≥ 10 cm were recorded in six permanent one-hectare plots. The Chave equation was used to estimate aboveground biomass carbon, considering DBH (cm), tree height (m), and wood density (g/cm^3) of the species present in the plots. No significant differences were found in carbon stocks across the evaluated area, with aboveground carbon ranging from 35.6 Mg C ha^{-1} at 600 m a.s.l. to 43.2 Mg C ha^{-1} at 1 200 m a.s.l., indicating that elevation did not influence carbon storage. This suggests that tropical dry forests offer potential to mitigate atmospheric CO₂ levels, further justifying their conservation, especially given their ongoing growth dynamics.

Keywords: tropical dry forest, climate change mitigation, ecosystem services, aboveground biomass.

INTRODUCCIÓN

En el mundo existe 1,1 billones de hectáreas de bosque secos tropicales, que representa el 27 % de la superficie forestal mundial. Estas áreas boscosas tienen un alto valor económico y ambiental, siendo el hogar de aproximadamente 2 mil millones de personas y facilitando un tercio de los puntos críticos de biodiversidad (FAO y PNUMA, 2020; FAO, 2019, Myers et al., 2000). Pese a la importancia que tienen los bosques secos, el cambio climático, el cambio del uso del suelo con la gestión insostenibles de la tierra y el uso ineficiente del agua son las principales causas de la degradación de las tierras secas (FAO, 2019).

Las tierras secas en Sur América ocupan alrededor de 545 millones de hectáreas, cubriendo el 8,7 % de las tierras secas del mundo. Adicionalmente, 37 % de las tierras secas de Sur América están cubiertas por bosques. Pese a su importancia en provisión de servicios ecosistémicos, conservación de la biodiversidad y el aporte los medios de vida de las comunidades locales, existe un vacío de conocimiento sobre la dinámica de estos bosques en comparación con los bosques húmedos en la región (FAO, 2019). Entre los bosques secos más importantes en Sudamérica están los de Tumbes-

Piura (sur de Ecuador y costa noroeste de Perú); los bosques de la ecorregión Tumbes-Chocó-Magdalena (Colombia, Ecuador y el noroeste de Perú); y los valles secos del Patía, Magdalena y Cauca, en Colombia (FAO, 2019). En Ecuador los bosques secos están ubicados en la costa pacífica centro incluyendo las provincias de Esmeraldas, Manabí, Santa Elena y Guayas; y, en la costa sur y estribaciones occidentales de los Andes en las provincias El Oro y Loja (Linares-Palomino et al., 2010).

Los bosques secos ecuatorianos debido a las altas tasas de presiones ambientales, sociales y económicas (Muñoz et al., 2019), se han convertido en los más amenazados del país (Manchego et al., 2018; Rivas et al., 2020) con un cambio promedio en la reducción del área de 1,4 % por año entre 2008 y 2014 (Tapia-Armijos et al., 2015; Manchego et al., 2018). En consecuencia, la fragmentación y deforestación (Cueva Ortiz et al., 2019; FAO, 2022; FAO y PNUMA, 2020; IPCC, 2019) han resultado cambios en su estructura, dinámica y composición del bosque (Aguirre et al., 2006) reduciendo y afectando la capacidad de proporcionar una variedad de servicios ecosistémicos.

Estos ecosistemas presentan formaciones vegetales muy singulares, tanto por su composición florística como por las particularidades evolutivas que han desembocado en altos niveles de endemismo y diversidad biológica; considerándose “hotspots o puntos calientes” (FAO, 2019; Muñoz et., 2019; Freile y Vázquez, 2005), y a su vez convirtiéndose en una herramienta clave para hacer frente al cambio climático. En la actualidad desempeñan un papel importante en la toma de decisiones relativas a esfuerzos de conservación ya que el mantenimiento de la biodiversidad es esencial para el suministro de bienes y servicios ecosistémicos (FAO, 2019; Marchese, 2015).

Además, los bosques secos tienen gran importancia en la prestación de servicios ecosistémicos, (FAO, 2019; Luna Florín et al., 2021). Entre los servicios más relevantes que proveen los bosques secos están: los de provisión (PFM está la madera y PFM como alimentos y bebidas, aceites esenciales y aromas, forraje, plantas medicinales, colorantes y tintes, fibras, ornamentales), culturales (recreación, turismo, salud, conocimiento científico), de soporte (biodiversidad y los procesos naturales del ecosistema) y de regulación (agua, calidad del aire, captura y almacenamiento de carbono) (FAO, 2019, FAO, 2015; Jacobs et al., 2013); siendo servicios indispensables para toda forma de vida y su interrelación. En la actualidad se considera que los servicios ecosistémicos ayudan a reducir la sensibilidad y aumentar la capacidad de adaptación de las comunidades, aunque la riqueza varíe de bosque a bosque (FAO, 2019; Sunderland et al., 2015).

Bajo este contexto los bosques secos pueden ayudar a mitigar el cambio climático, a través del secuestro y almacenamiento de carbono (FAO y PNUMA, 2020; FAO, 2019; Sunderland et al., 2015; Becknell et al., 2012), pese a que el almacenamiento de carbono es menor en comparación a los bosques húmedos (Sunderland et al., 2015; Day et al., 2014). Debido a esto, los bosques secos son poco investigados y conocidos (Spracklen y Righelato, 2016; Escribano-Ávila, 2017; Werner y Homeier, 2024), incluso

teniendo elevados vacíos de conservación (áreas protegidas), dentro del territorio de Ecuador (Cuesta-Camacho et al., 2006; Cuesta et al., 2013). Actualmente, existe un énfasis en las políticas internacionales en aumentar y conservar las reservas forestales de carbono, a través estrategias como REDD+ (reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación de los bosques, además de la gestión sostenible de los mismos y de la conservación y mejora de las reservas de carbono) (FAO y PNUMA, 2020).

La cantidad de carbono almacenado en los bosques tropicales está determinada por las retroalimentaciones entre la producción primaria neta de plantas, la fertilidad del suelo (nutrientes) y el clima (Jones et al., 2019; Homeier y Leuschner, 2021). El secuestro y almacenamiento de carbono en un ecosistema forestal puede estar determinado por la gradiente altitudinal (Yohannes, 2015; Naveenkumar, 2017). A medida que aumenta la altitud incrementa el almacenamiento de carbono, lo cual podría estar relacionado con la presencia de mayor densidad de árboles más productivos (biomasa) y con la diversidad de especies (Naveenkumar, 2017, Salas Macías et al., 2020). Además, la variación de la biomasa aérea puede deberse a diferentes gradientes ambientales, a escala global están los diferentes biomas que incluyen los principales gradientes bioclimáticos (temperatura, precipitación y el sustrato geológico); y a escala local puede darse por la pendiente, elevación, drenaje, tipo o uso del suelo (Gibbs et al., 2007).

La presente investigación constituye un aporte que permitirá disponer de información sobre la importancia de los depósitos de carbono con relación al valor a largo plazo en las estrategias de mitigación al cambio climático (Luna Florín et al., 2021). De allí la importancia de conocer y entender a lo largo de la gradiente altitudinal como los bosques secos de la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador puede contribuir a reducir el CO₂ atmosférico. En este contexto, esta investigación evaluó el contenido de carbono aéreo en dos pisos altitudinales, en los bosques secos de la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El sitio de estudio comprende el bosque seco Tumbesino en la Reserva Natural Laipuna (2 562 ha), que pertenece a la Fundación Naturaleza

y Cultura Internacional (NCI), ubicada en la Reserva de la Biosfera Transfronteriza Bosques de Paz de la UNESCO en el sur de Ecuador en la provincia de Loja (Wurz et al., 2023). Geográficamente se ubica en las coordenadas: latitud 4° 22' S y longitud 79° 30' W (Pucha, 2019) (Figura 1).

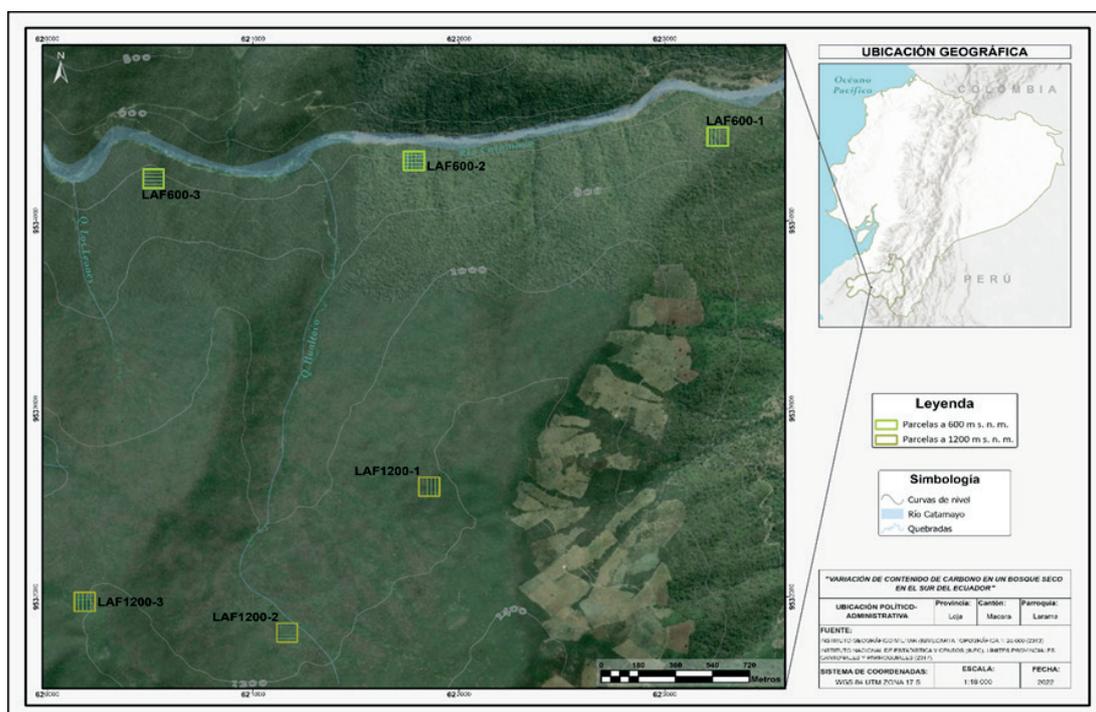


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio, indicando la ubicación de las parcelas permanentes en la Reserva Natural Laipuna, Loja, Ecuador.

La reserva se enmarca en una gradiente altitudinal de 480 a 1 500 m s.n.m., con una precipitación media anual de 441 mm y una temperatura media anual de 24,2 °C (en la parte baja a 590 m s.n.m.), situada entre la costa del Pacífico y las faldas bajas occidentales de la cordillera de los Andes (Wurz et al., 2023; Pucha-Cofrep, 2016). Las mayores altitudes reciben un aporte adicional de humedad, en parte procedente de la niebla movida por los vientos del oeste; a 1450 m s.n.m., la temperatura media anual es de 16,1 °C y las precipitaciones rondan los 1260 mm (Butz et al., 2018; Peters y Richter, 2011; Werner y Homeier, 2024). En el sitio de estudio

existe una marcada época lluviosa desde enero a mayo, y una época seca desde junio a diciembre (Peters y Richter, 2012), siendo descrito como bosque seco semidecíduo premontano (Sierra, 1999; Aguirre et al., 2006; MAE, 2013).

Características de las parcelas

Los contenidos de carbono fueron estimados en seis parcelas permanentes de una hectárea, previamente establecidas al azar y localizadas a 600 y 1 200 m s.n.m., (tres parcelas en cada zona; Figura 1); cada parcela fue subdividida en 25 subparcelas de 400 m² (20 × 20 m) para facilitar su medición.

Estimación del carbono en la biomasa aérea

Para la estimación de los contenidos de carbono dentro de las parcelas permanentes primero se estimó la biomasa aérea de cada uno de los árboles con un DAP mayor a 10 cm, para esto se utilizó la ecuación alométrica propuesta por Chave et al. (2014) (ecuación 1), que considera el DAP (cm), altura total (m) y densidad de la madera de cada especie (g/cm^3). Las alturas de cada árbol se estimaron con el Vertex Laser Geo 360°. Los datos de las variables: DAP y densidad de la madera fueron proporcionados por el Proyecto B1 “Linking tree above- and below ground traits across environmental gradients in highly diverse tropical montane forests” (2021-2024) de la unidad de investigación “RESPECT”. La densidad de la madera se obtuvo de ocho réplicas de muestreo por individuo con un barrenado de 0,5 mm de diámetro de un total de 22 especies forestales de 51 especies que se encontraron dentro de las parcelas permanentes. Para las especies de las que no se dispuso de datos, se revisó la página *Wood density database* (<https://www.worldagroforestry.org>, Zanne et al., 2009), considerando un promedio general de la especie, del género o familia. Para especies que no se obtuvieron datos de densidad de las bases de datos antes mencionados se estimó un promedio a nivel de parcela.

$$\text{AGB}_{\text{est}} = 0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

AGB = biomasa aérea estimada

D = diámetro (cm)

H = altura total (m)

ρ = densidad de la madera (g/cm^3)

Obtenida la biomasa de cada individuo se usó el factor de conversión de 0,47 recomendado por Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático – IPCC (IPCC, 2003; IPCC, 2006), para obtener el carbono aéreo (Mg C ha^{-1}) (Ecuación 2).

$$\text{C. aéreo} = \text{B. aérea} \times \text{Fc} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

C. aéreo = Carbono aéreo (Mg C ha^{-1})

B. aérea = biomasa aérea (Mg/ha)

Fc. = Factor de conversión 0,47

Adicionalmente, se estimó los contenidos de carbono y la densidad de individuos por clase diamétrica (I: 10 cm – 19,9 cm.; II: 20 cm – 29,9 cm.; III: 30 cm – 39,9 cm.; IV: 40 cm – 49,9 cm.; V: 50 cm – 59,9 cm.; VI: > 60 cm), así como también las familias y especies que tienen el mayor aporte de carbono dentro de cada uno de los pisos altitudinales estudiados.

Análisis estadístico

Para conocer las diferencias de los contenidos de carbono por encima del suelo (carbono en los dos pisos altitudinales) se ejecutó un análisis de varianza (ANOVA), utilizando modelos generales mixtos. Mediante las pruebas de Shapiro y Levene se comprobaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad respectivamente.

RESULTADOS

Cambios del contenido de carbono por encima del suelo en dos pisos altitudinales, en el bosque seco tropical en la Reserva Natural Laipuna

No se encontraron diferencias estadísticas en los contenidos de carbono para los dos pisos altitudinales con $35,61 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y $43,20 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para las parcelas a 600 m s.n.m., (primer piso) y a 1 200 m s.n.m. respectivamente (segundo piso) (Figura 2).

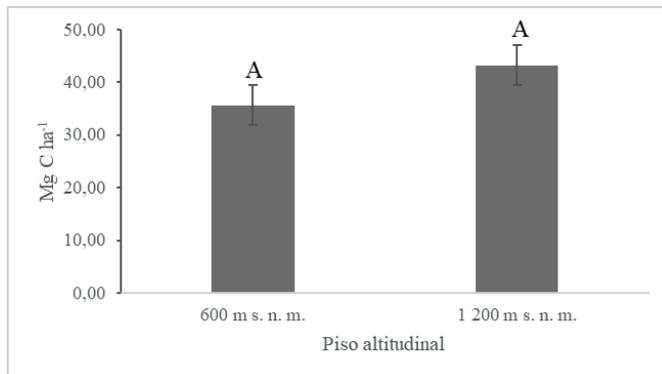


Figura 2. Análisis de varianza para la evaluación de los contenidos de carbono en la biomasa aérea a 600 y 1 200 m s.n.m. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$). p valor: 0,5727.

En lo referente al aporte de los contenidos de carbono por clase diamétrica para las parcelas que están a 600 m s.n.m., se observó que la mayor

cantidad de carbono almacenado se encuentra en la clase diamétrica VI (> 60 cm) con $10,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$, seguido de la clase IV (40 cm – 49,9 cm) con $7,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$; y con $5,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ la clase III (30 cm – 39,9 cm). En contraste en las parcelas que se encuentran a los 1 200 m s.n.m., la clase I (10 cm – 19,9 cm) tiene el mayor contenido de carbono aéreo con $14,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$, seguida de la clase II (20 cm – 29,9 cm) con $11,6 \text{ Mg C ha}^{-1}$; y con $6,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ la clase III (Figura 3a). Por su parte, para la densidad (número de individuos por hectárea), en el primer piso la clase diamétrica I tiene el mayor número de individuos (186); seguido de la clase II con 88 y con 40 individuos la clase III. Lo mismo ocurre para el segundo piso altitudinal, la clase I tiene 471 individuos, seguido de la clase II con 118 y con 34 individuos la clase III (Figura 3b).

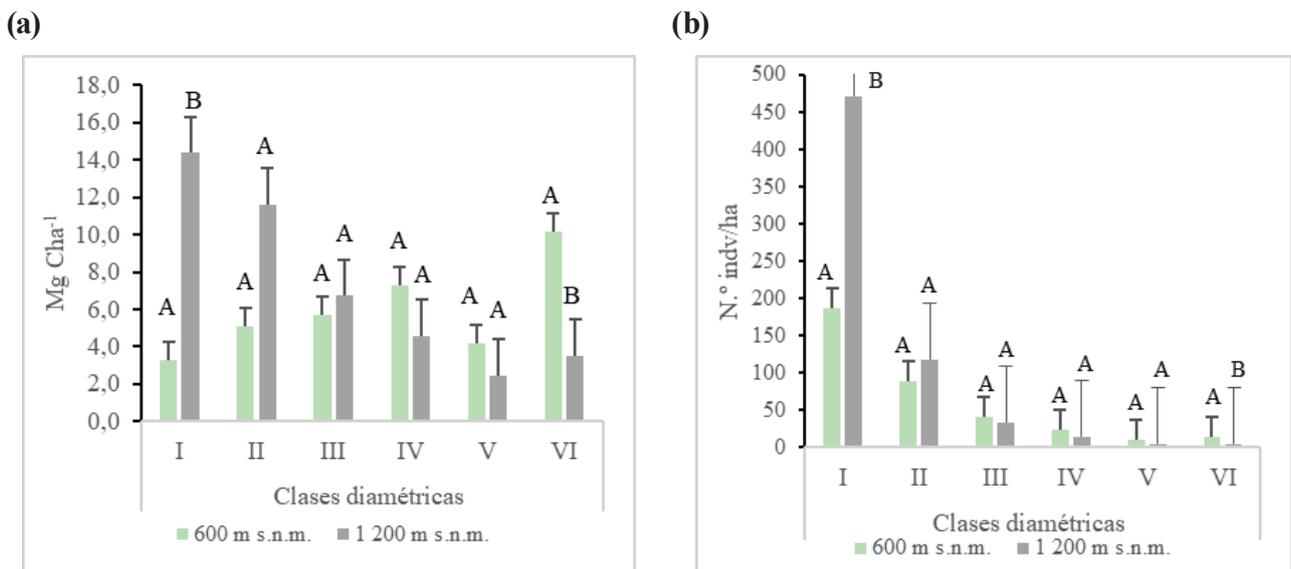


Figura 3. Contenidos de carbono en la biomasa aérea y número de individuos por clase diamétrica a 600 y 1 200 m s.n.m., en la Reserva Natural Laipuna. (a). Mg C ha⁻¹: Carbono en Megagramos/hectárea. (b). N° indv/ha: número de individuos/hectárea. Clase diamétrica I (10 cm – 19,9 cm.), II (20 cm – 29,9 cm.), III (30 cm – 39,9 cm.), IV (40 cm – 49,9 cm.), V (50 cm – 59,9 cm.), VI (> 60 cm). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).

Las especies que tienen un mayor aporte de carbono a 600 m s.n.m., son *Eriotheca ruizii* con $17,26 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con un promedio de 74 indv/ha; seguido de *Ceiba trischistandra* con $7,39 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con un

promedio de 20 indv/ha y para *Bursera graveolens* es de $4,45 \text{ Mg C ha}^{-1}$ con un promedio de 92 indv/ha (Figura 4 a, b).

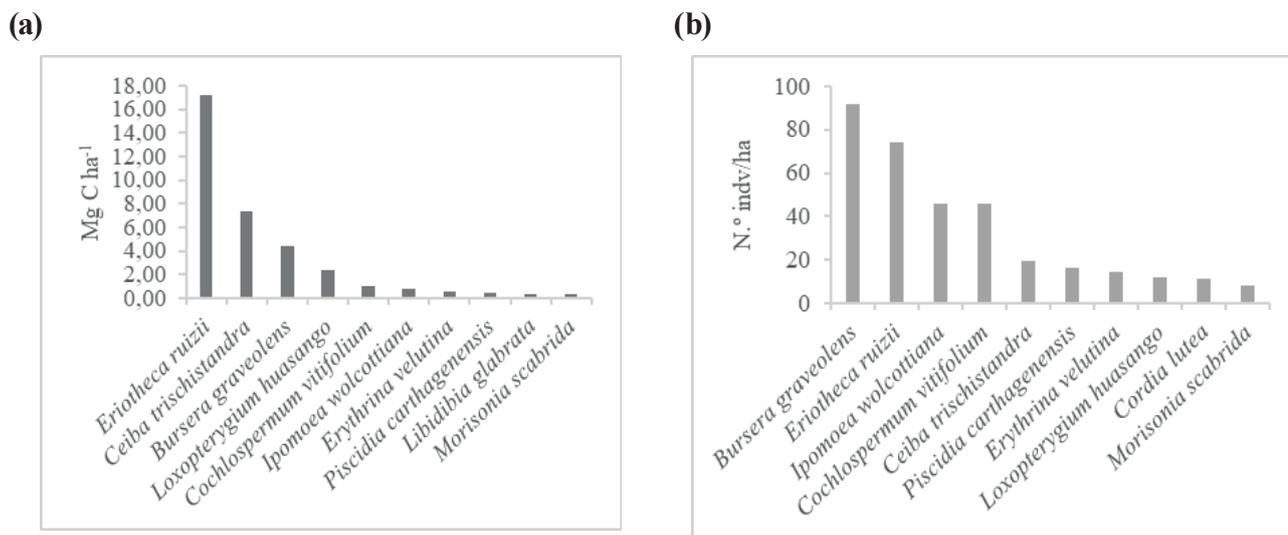


Figura 4. Aporte de especies a los contenidos de carbono en la biomasa aérea a 600 m s.n.m. en la Reserva Natural Laipuna. (a) Mg C ha⁻¹: carbono en Megagramos/hectárea. (b) N° indv/ha: número de individuos/hectárea.

A 1200 m s.n.m., las especies con mayor carbono son *Terminalia valverdeae* con 8,27 Mg C ha⁻¹ con un promedio de 46 ind/ha, seguido de *Handroanthus chrysanthus* con 7,08 Mg C ha⁻¹

con un promedio de 136 ind/ha y *Dasyphyllum popayanense* con 6,25 Mg C ha⁻¹ con un promedio de 84 ind/ha (Figura 5 a, b).

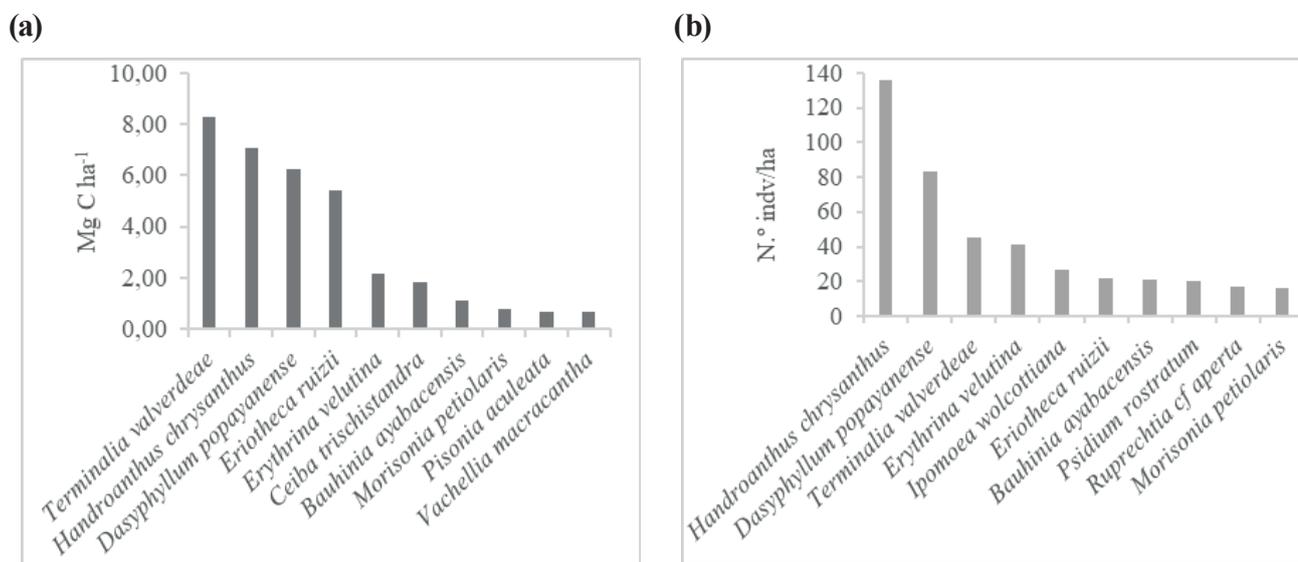


Figura 5. Aporte de especies a los contenidos de carbono en la biomasa aérea a 1 200 m s.n.m., en la Reserva Natural Laipuna. (a) Mg C ha⁻¹: carbono en Megagramos/hectárea. (b) N° indv/ha: número de individuos/hectárea.

Los valores promedio de carbono por familia son Malvaceae son 24,65 Mg C/ha⁻¹; seguido de Burseraceae con 4,45 Mg C ha⁻¹ y Anacardiaceae con 2,3 Mg C ha⁻¹ (Figura 6a). Mientras que en

el piso altitudinal 1 200 m s.n.m., está la familia Combretaceae con 8,27 Mg C ha⁻¹; Malvaceae con 7,27 Mg C ha⁻¹; Bignoniaceae con 7,08 Mg C ha⁻¹; y Asteraceae con 6,25 Mg C ha⁻¹ (Figura 6b).

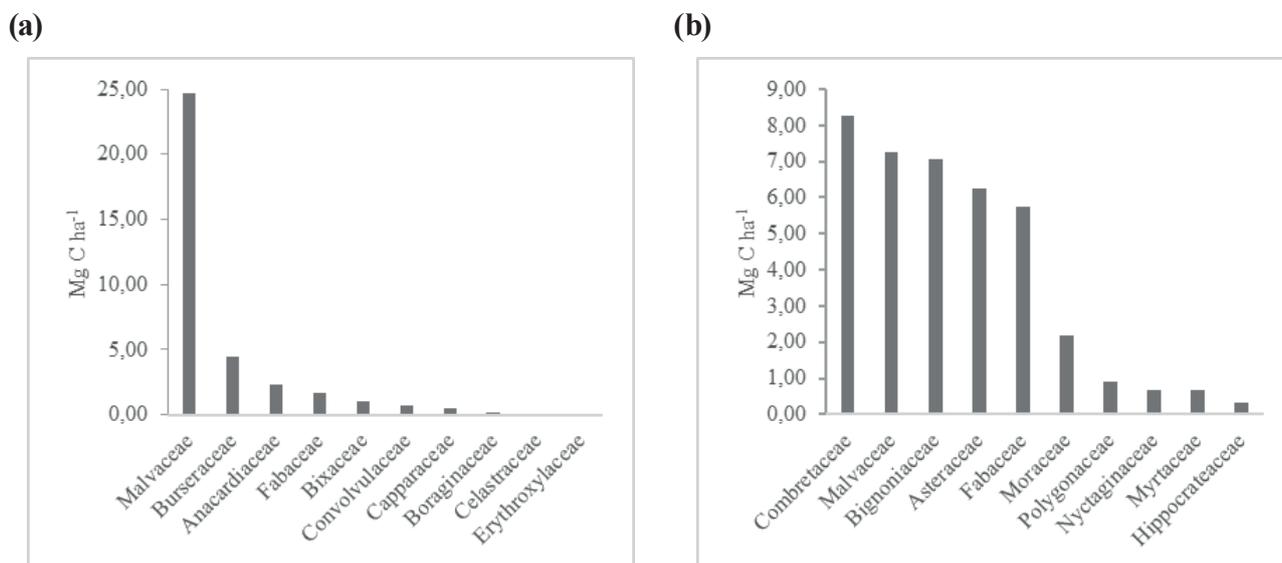


Figura 6. Valores promedio por familia que aportan mayor carbono aéreo en la Reserva Natural Laipuna. (a) Familias a 600 m s.n.m. (b) Familias a 1 200 m s.n.m. Mg C ha⁻¹: carbono en Megagramos/hectárea.

DISCUSIÓN

Cambios del contenido de carbono en la biomasa aérea en dos pisos altitudinales, en el bosque seco tropical en la Reserva Natural Laipuna

Los resultados reflejaron que la altitud por sí sola no influye significativamente en los contenidos de carbono en la biomasa aérea (Mg C ha⁻¹) entre estos dos pisos altitudinales (600 y 1 200 m s.n.m.), lo que indica una cierta estabilidad en el almacenamiento de carbono aéreo en esta área de bosque seco y a una similitud de características. En promedio se obtuvieron 35,61 Mg C ha⁻¹ (600 m s.n.m) y 43,20 Mg C ha⁻¹ (1 200 m s.n.m), estos resultados que concuerdan con los obtenidos en otras investigaciones donde se reportan valores de 32,90 Mg C ha⁻¹ (Aguirre Padilla, 2017); 37 Mg C ha⁻¹ para el bosque seco pluvioestacional (MAE, 2018); 38,83 Mg C ha⁻¹ para el bosque seco (FORAGUA, 2019); 38,49 Mg C ha⁻¹ para el bosque caducifolio seco y 59,77 Mg C ha⁻¹ para el bosque semicaducifolio seco (Salas Macías et al., 2017); y, 37,15 Mg C ha⁻¹ en el bosque seco de Zapotillo (Ruiz y Tinoco, 2013).

También, se evidencio que el piso altitudinal de 1 200 m s.n.m., contiene el mayor contenido de carbono en la biomasa aérea aunque sin diferencias estadísticas, existiendo una mayor densidad de individuos, un mayor número de especies con densidad de la madera alta; en este caso la altitud influencia en la composición y estructura de los bosques, el cual puede ser el factor que incide en este aumento de las existencias de carbono, posiblemente ampliar el análisis a una mayor gradiente altitudinal podría marcar los cambios que existen en los contenidos de carbono (Cueva Ortiz et al., 2019).

Asimismo, los resultados obtenidos son consistentes con la investigación realizada por Salas Macías et al. (2020) donde para tres pisos altitudinales reporto valores de 37,38 Mg ha⁻¹ (200-250 m s.n.m.), 37,26 Mg ha⁻¹ (251-300 m s.n.m.) y 40,60 Mg ha⁻¹ (> 300 m s.n.m.); además, evidencio una marcada similitud en la composición arbórea entre pisos altitudinales con *Ceiba trischistandra*, *Eriotheca ruizii*, *Bursera graveolens*, *Cochlospermum vitifolium*, *Erythrina velutina*. En Laipuna también se encontró una similitud de especies entre pisos altitudinales con *Ceiba trischistandra*, *Eriotheca ruizii*, *Erythrina*

velutina, *Ipomoea wolcottiana* que son especies características del área evaluada. Por otro lado, Flor Vélez, (2021) sin encontrar una relación significativa entre la altitud y el contenido de carbono reportó un total de 47, 81 Mg C ha⁻¹; sin embargo, el patrón de presencia de especies comunes entre pisos altitudinales es similar.

Pese a que no se encontraron diferencias estadísticas entre los rangos altitudinales con respecto a los contenidos de carbono, se observó variaciones en la distribución del carbono en la biomasa aérea dentro de las clases diamétricas de los árboles. Por ejemplo, a 600 m s.n.m., se observó que la clase diamétrica VI (> 60 cm) contribuyó con la mayor cantidad de carbono aéreo con un 10,1 Mg C ha⁻¹ con respecto a los contenidos de carbono a nivel de parcela; mientras que, a 1 200 m s.n.m., la clase I (10 cm - 19,99 cm) presentó el mayor contenido de

carbono aéreo representando 14,4 Mg C ha⁻¹ de los contenidos de carbono a nivel de parcela. Bajo este contexto, pese a que los bosques secos dentro de la reserva se encuentran en buen estado de conservación (Aguirre y Geada, 2017), es posible que el bosque de las parcelas ubicadas a 1 200 m s.n.m., hayan sufrido un proceso de degradación principalmente por actividades antrópicas como el aprovechamiento forestal de especies como *Handroanthus chrysanthus* y *Dasyphyllum popayanense*, influenciado en la tasas de reclutamiento y de esta forma en la existencia de mayor cantidad de carbono en las clases diamétricas inferiores.

Se identificaron especies clave que contribuyen significativamente al contenido de carbono en cada piso altitudinal. A 600 m s.n.m., *Eriotheca ruizii*, *Ceiba trischistandra* y *Bursera graveolens* fueron las especies que más contribuyeron; por otro lado, *Terminalia valverdeae*, *Handroanthus chrysanthus* y *Dasyphyllum popayanense* se destacaron a 1 200 m s.n.m., resultados que concuerdan con las evidencias reportadas por Salas Macías et al. (2020) donde las especies con mayor número de individuos y tamaño

contribuyeron con la mayor cantidad de carbono en la biomasa aérea.

Los hallazgos de esta investigación resaltan la importancia de conservar el bosque seco. Estos bosques tropicales almacenan aproximadamente el 25 % del carbono terrestre (Bonan, 2008) y desempeñan un papel crucial en la mitigación y adaptación al cambio climático al mantener reservas de carbono y regular servicios ecosistémicos que impactan la dinámica climática regional y mundial. Las referencias a estudios anteriores respaldan la relevancia de estos resultados en el contexto de la investigación científica sobre la conservación de bosques y el cambio climático según Djoudi et al. (2015), Sunderland et al. (2015), Lewis et al. (2009) y Zhou et al. (2013).

CONCLUSIONES

La gradiente altitudinal de las parcelas de entre 600 y 1 200 m s.n.m., en el bosque seco en la Reserva Natural Laipuna no influyó en el almacenamiento de carbono de la biomasa aérea, pese a esto los resultados obtenidos constituyen una línea base para estudios de dinámica que permitan entender los cambios temporales en el almacenamiento de carbono en el bosque seco, y con ello conocer la contribución de estos bosques en la mitigación del cambio climático mediante la reducción de gases efecto invernadero y que se alineen bajo las políticas o iniciativas como REDD+.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Loja, Carrera de Ingeniería Forestal, Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y la Biodiversidad (CITIAB), y a la DFG (DFG Ho 3296/6) por el apoyo financiero en el marco del proyecto “*Linking tree above- and below ground traits across environmental gradients in highly diverse tropical montane forests*” de la unidad de investigación “RESPECT”.

Gonzalez-Valdiviezo, K., Eguiguren, P., Homeier, J. (2025). Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 31-43. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2089>

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Conceptualización: KGV; metodología: KGV, PE, JH; análisis formal: KGV, PE, JH; investigación: KGV y JH; recursos: KGV y JH; redacción — preparación del borrador original: KGV; redacción — revisión y edición: PE y JH; visualización: KGV y PE; supervisión: PE y JH; administración de proyecto: JH; financiamiento para la investigación: JH. Todos los autores han leído y aceptado la versión publicada del manuscrito.

Karina González-Valdiviezo: KGV. Paúl Eguiguren: PE. Jürgen Homeier: JH

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre-Padilla, N. (2017). *Captura de carbono en el compartimiento leñoso del bosque seco en la provincia de Loja con perspectivas de mercado* [Tesis de Maestría, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo]. <http://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/7336>
- Aguirre, Z., Linares-Palomino, R., y Kvist, L. P. (2006). Especies leñosas y formaciones vegetales en los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú. *Arnaldoa*, 13(2), 324-350.
- Aguirre, Z., y Geada-López, G. (2017). Estado de conservación de los bosques secos de la provincia de Loja, Ecuador. *Arnaldoa*, 24(1), 207-228.
- Becknell, J. M., Kucek, L. K., & Powers, J. S. (2012). Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. *Forest Ecology and Management*, 276, 88-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.033>
- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444-1449. <https://doi.org/10.1126/science.115512>
- Butz, P., Hölscher, D., Cueva, E., Graefe, S. (2018) Tree water use patterns as influenced by phenology in a dry forest of southern Ecuador. *Frontiers in Plant Sciences*, 9, 945.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., ... & Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Cuesta, F., Peralvo, M., Baquero, F., Bustamante, M., Merino, A., Muriel, P., ... & Torres, O. (2013). Identificación de vacíos y prioridades de conservación en el Ecuador Continental. *Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina. Quito. 4.*
- Cuesta-Camacho, F., Peralvo, M., Ganzenmuller, A., Zaenz, M., Novoa, J., Riofrio, G., y Beltrán, K. (2006). *Identificación de vacíos y prioridades de conservación para la biodiversidad terrestre el Ecuador Continental*. EcoCiencia, The Nature Conservancy, Conservación Internacional, Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito, Ecuador. http://protectedareas.info/upload/document/ecuador_terrestrial_gap_analysis.pdf
- Cueva Ortiz, J., Espinosa, C. I., Quiroz Dahik, C., Aguirre M., Z., Cueva Ortiz, E., Gusmán, E., ... & Hildebrandt, P. (2019). Influence of anthropogenic factors on the diversity and structure of a dry forest in the Central Part of the Tumbesian Region (Ecuador-Perú). *Forests*, 10(1), 31. <https://doi.org/10.3390/f10010031>
- Day, M., Gumbo, D., Moombe, K. B., Wijaya, A., & Sunderland, T. (2014). *Zambia country profile: Monitoring, reporting and verification for REDD+* (Vol. 113). CIFOR.
- Djoudi, H., Vergles, E., Blackie, R. R., Koame, C. K., & Gautier, D. (2015). Dry forests, livelihoods and poverty alleviation: understanding current trends. *International Forestry Review*, 17(2), 54-69. <https://doi.org/10.1505/146554815815834868>
- Escribano-Ávila, G., Cervera, L., Ordóñez-Delgado, L., Jara-Guerrero, A., Amador, L., Paladines, B., ... & Espinosa, C. (2017). Biodiversity patterns and ecological processes in Neotropical dry forest: the need to connect research and management for long-term conservation. *Neotropical Biodiversity*, 3(1), 107-116. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1298495>
- FAO y PNUMA. (2020). El estado de los bosques del mundo 2020. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>

- Gonzalez-Valdiviezo, K., Eguiguren, P., Homeier, J. (2025). Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 31-43. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2089>
- FAO. (2015). Servicios ecosistémicos forestales. <https://www.fao.org/publications/card/es/c/3c488973-200d-4a21-b518-ffbbe670677e/>
- FAO. (2019). *Trees, forests and land use in drylands: the first global assessment – Full report*. FAO Forestry Paper No. 184. Rome.
- FAO. (2022). *El estado de los bosques del mundo 2022. Vías forestales hacia la recuperación verde y la creación de economías inclusivas, resilientes y sostenibles*. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360es>
- Flor Vélez, J. R. (2021). *Almacenamiento del carbono en biomasa aérea viva en un gradiente altitudinal de un bosque seco en Santa Ana, Manabí, Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad Estatal del Sur de Manabí-UNESUM]. <https://repositorio.unesum.edu.ec/handle/53000/3022>
- FORAGUA. (2019). *Stock y captura de carbono*. http://www.foragua.org/?page_id=1427
- Freile, J. F., y Vázquez, M. A. (2005). Los bosques secos de cerro negro-cazaderos, occidente de Loja: una visión introductoria. *Vázquez, M.A., J.F. Freire y L. Suárez (Eds.), Biodiversidad En Los Bosques Secos de La Zona de Cerro Negro-Cazaderos, «occidente de La Provincia de Loja: Un Reporte de Las Evaluaciones Ecológicas y Socioeconómicas Rápidas.*, 5-8. <https://biblio.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/45641.pdf>
- Gibbs, H.K., Brown, S., Niles, J.O., & Foley, J.A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2(4) 045023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>
- Homeier, J., & Leuschner, C. (2021). Factors controlling the productivity of tropical Andean forests: Climate and soil are more important than tree diversity. *Biogeosciences*, 18(4), 1525-1541. <https://doi.org/10.5194/bg-18-1525-2021>
- IPCC. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry (GPG-LULUCF) National Greenhouse Gas Inventories Programme ed J Penman et al (Japan: IGES) https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf
- IPCC. (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Kanagawa, Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>
- IPCC. (2019). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press. <https://www.ipcc.ch/srccl/>
- Jacobs, S., Haest, B., de Bie, T., Deliège, G., Schneiders, A., & Turkelboom, F. (2013). Biodiversity and Ecosystem Services. In *Ecosystem Services*, 29-40. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00003-2>
- Jones, I. L., DeWalt, S. J., López, O. R., Bunnefeld, L., Pattison, Z., & Dent, D. H. (2019). Above- and belowground carbon stocks are decoupled in secondary tropical forests and are positively related to forest age and soil nutrients respectively. *Science of The Total Environment*, 697, 133987. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133987>
- Lewis, S. L., López-Gonzalez, G., Sonké, B., Affum-Baffoe, K., Baker, T. R., Ojo, L. O., ... & Wöll, H. (2009). Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature*, 457(7232), 1003-1006. <https://doi.org/10.1038/nature07771>
- Linares-Palomino, R., Kvist, L., Aguirre, Z., & Gonzales, C. (2010). Diversity and endemism of woody plant species in the Equatorial Pacific seasonally dry forests. *Biodiversity and Conservation* 19(1), 165-185.
- Luna Florín, A. D., Sánchez Asanza, A. W., Maza Maza, J. E., & Castillo Figueroa, J. E. (2021). Biomasa forestal y captura de carbono en el bosque seco de la Reserva Ecológica Arenillas. *Revista Científica Agroecosistemas*, 9(2), 140-146. <https://aes.ucf.edu.cu/index.php/aes/article/view/480>
- MAE. (2013). Mapa de Ecosistemas del Ecuador Continental. 1:1.2500.000: Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE).
- MAE. (2018). Estadísticas del patrimonio natural del Ecuador continental. Segunda edición. Quito, Ecuador. <https://es.scribd.com/document/493272337/Estadisticas-patrimonio-natural-2018>

- Gonzalez-Valdiviezo, K., Eguiguren, P., Homeier, J. (2025). Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 31-43. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2089>
- Manchego, CE., Hildebrandt, P., Cueva, J., Espinosa, CI., Stimm, B., & Günter, S. (2018). Climate change versus deforestation: implications for tree species distribution in the dry forests of southern Ecuador. *PLoS One* 13(4), e0195851. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195851>
- Marchese, C. (2015). Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation*, 3, 297-309. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2014.12.008>
- Muñoz, J., Armijos-Ojeda, D., y Erazo, S. (2019). *Flora y fauna del Bosque Seco de la provincia de Loja, Ecuador*. Ediloja. Loja.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Naveenkumar, J., Arunkumar, K. S., & Sundarapandian, S. (2017). Biomass and carbon stocks of a tropical dry forest of the Javadi Hills, Eastern Ghats, India. *Carbon Management*, 8(5-6), 351-361. <https://doi.org/10.1080/17583004.2017.1362946>
- Peters, T., & Richter, M. (2011). Climate Station Data Reserva Laipuna Mountain Peak. In: Platform for Biodiversity and Ecosystem and Ecosystem Monitoring and Research in South Ecuador. Available online at <http://www.tropicalmountainforest.org/>
- Peters, T., & Richter, M. (2012). Climate Station Data Reserva Laipuna Valley. In: Platform for Biodiversity and Ecosystem and Ecosystem Monitoring and Research in South Ecuador. Available online at <http://www.tropicalmountainforest.org/>
- Pucha, F. (2019). *Correlación entre el NDVI y el crecimiento anual de especies forestales al Sur del Ecuador* [Tesis de Maestría, Universidad de Salzburg]. <https://www.researchgate.net/publication/337089939>
- Pucha-Cofrep, D. A. (2016). *Environmental signals in radial growth, stable isotope variations and nutrient concentration of trees from different forest ecosystems in southern Ecuador* [Tesis Doctoral, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (FAU)]. <https://open.fau.de/items/c25c34eb-d7f8-40e1-a3ac-e607bf906ccd>
- Rivas, C. A., Navarro-Cerillo, R. M., Johnston, J. C., & Cueva Guerrero-Casado, J. (2020). Dry forest is more threatened but less protected than evergreen forest in Ecuador's coastal region. *Environmental Conservation*, 47(2), 79-83. <https://doi.org/10.1017/S0376892920000077>
- Ruiz, I., y Tinoco, H. (2013). *Cuantificación de las reservas de carbono en bosque seco dentro de tres áreas de conservación del programa socio bosque en el cantón Zapotillo, provincia de Loja* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/11390>
- Salas Macias, C. A., Alegre Orihuela, J. C., & Iglesias Abad, S. (2017). Estimation of above-ground live biomass and carbon stocks in different plant formations and in the soil of dry forests of the Ecuadorian coast. *Food and Energy Security*, 6(4), e00115. <https://doi.org/10.1002/fes3.115>
- Salas Macías, C. A., Escobar, K. M., Sancán, G. S., Chávez, W. A., Chóez, A. M., Cedeño, F. V., ... y Iglesias-Abad, S. (2020). Influencia del gradiente altitudinal sobre la estimación del carbono almacenado en biomasa aérea viva y en suelos del «Bosque y vegetación protector El Artesan-Ecuadorian Hands». *Joa, Jipijapa. Ecosistemas*, 29(2), 1973-1973. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1973>
- Sierra, R. (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental: proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. In *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental: proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia*.
- Spracklen, D. V., & Righelato, R. (2016). Carbon storage and sequestration of re-growing montane forests in southern Ecuador. *Forest Ecology and Management*, 364, 139-144. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.001>
- Sunderland, T., Apgaua, D., Baldauf, C., Blackie, R., Colfer, C., Cunningham, A. B., ... & Wilmé, L. (2015). Global dry forests: a prologue. *International Forestry Review*, 17(2), 1-9. <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>
- Tapia-Armijos, M. F., Homeier, J., Espinosa, C. I., Leuschner, C., & De la Cruz, M. (2015). Deforestation and forest fragmentation in South Ecuador since the 1970s—losing a hotspot of

- Gonzalez-Valdiviezo, K., Eguiguren, P., Homeier, J. (2025). Variación altitudinal del contenido de carbono aéreo de bosques secos tropical en la Reserva Natural Laipuna al sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 31-43. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2089>
- biodiversity. *PloS one*, 10(9), e0133701. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142359>
- Werner, F.A., Homeier, J. (2024) Diverging elevational patterns of tree vs. epiphyte species density, beta diversity, and biomass in a tropical dry forest. *Plants*, 13, 2555. <https://doi.org/10.3390/plants13182555>
- Wurz, A., Bendix, J., Homeier, J., Matt, F., Paladines, P., Serrano, F., & Farwig, N. (2023). A hidden gem in the Tumbesian dry forest in southern Ecuador: Estación Científica Laipuna. *ECOTROPICA*, 25(1/2). <https://doi.org/10.30427/ecotrop202301>
- Yohannes, H. (2015). Carbon Stock Analysis Along Altitudinal Gradient in Gedo Forest: Implications for Forest Management and Climate Change Mitigation. *American Journal of Environmental Protection*, 4(5), 237-244. <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20150405.14>
- Zanne, A. E., López-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., ... & Chave, J. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum [Dataset]. Dryad. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>
- Zhou, X., Fu, Y., Zhou, L., Li, B., & Luo, Y. (2013). An imperative need for global change research in tropical forests. *Tree physiology*, 33(9), 903-912.

Densidad de la madera en 22 especies del bosque seco del sur de Ecuador a lo largo de dos gradientes altitudinales

Wood density in 22 species from the dry forest of southern Ecuador along two altitudinal gradients

Cesar Feijoo^{1*} 
Keyla Cartuche-Peralta¹ 
Darwin Pucha-Cofrep¹ 
Francis Espinoza-Ami³ 
Willam Zhingre¹ 
Jürgen Homeier² 

1. Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador.
2. University of Göttingen. Göttingen, Alemania.
3. University of Debrecen. Debrecen, Hungría.

*Autor para correspondencia: cefeijoof@unl.edu.ec

RECIBIDO: 16/09/2024

ACEPTADO: 12/12/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

Los bosques secos de Ecuador se caracterizan por poseer alta biodiversidad y endemismo, y estar constantemente amenazados. El objetivo de este estudio fue determinar la densidad básica de la madera de 22 especies forestales de bosque seco al sur de Ecuador. Se utilizaron muestras obtenidas mediante un barreno de Pressler, se extrajeron 192 núcleos de madera de 22 especies forestales. Se midió la longitud en verde de cada núcleo de madera, se determinó el diámetro del barreno (0,515 cm), y se calculó el volumen en verde. Las muestras fueron secadas en horno a 105 °C durante cuatro días, y posteriormente pesadas para calcular el contenido de humedad y la densidad básica de la madera. Se registró la altura, diámetro (DAP) y grosor de la corteza de cada individuo. De las 22 especies estudiadas, 46 % son maderas pesadas, 33 % semipesadas, y 21 % livianas. Las especies con mayor densidad ($\geq 0,8 \text{ g/cm}^3$) fueron *Handroanthus chrysanthus*, *Terminalia valverdeae*, *Morisonia scabrida*, *Morisonia flexuosa* y *Fulcaldea laurifolia*. Las especies con menor densidad ($\leq 0,3 \text{ g/cm}^3$) fueron *Ceiba trischistandra*, *Cochlospermum vitifolium* y *Erythrina velutina*. No se encontraron diferencias significativas en los 3 rasgos comparados a 600 y 1200 m s.n.m para *Erythrina velutina* y *Eriotheca ruizii*. Se detectó una fuerte correlación entre el contenido de humedad y las maderas livianas, mientras que el grosor de la corteza tuvo una baja correlación. Los resultados obtenidos ofrecen una base para futuros estudios ecológicos y estrategias de manejo sostenible en los bosques secos de Ecuador.

Palabras clave: Bosque seco, densidad básica, madera, corteza, altitud.

ABSTRACT

The dry forests of Ecuador are characterized by high biodiversity and endemism. Despite this, they are constantly threatened and poorly studied. The aim of this study was to determine the basic wood density of 22 forest species from the dry forest in southern Ecuador. Samples were obtained using a Pressler borer, and 192 wood cores were extracted from 22 forest species. The green length of each wood core was measured, the borer diameter (0.515 cm) was determined, and the green volume was calculated. The samples were dried in an oven at 105°C for four days, then weighed to calculate moisture content and the basic wood density. Additionally, the height, diameter (DBH), and bark thickness of each individual were recorded. Of the 22 species studied, 46% had heavy wood, 33% had medium-weight wood, and 21% had light wood. The species with the highest density ($\geq 0.8 \text{ g/cm}^3$) were *Handroanthus chrysanthus*, *Terminalia valverdeae*, *Morisonia scabrida*, *Morisonia flexuosa*, and *Fulcaldea laurifolia*. The species with the lowest density ($\leq 0.3 \text{ g/cm}^3$) were *Ceiba trischistandra*, *Cochlospermum vitifolium*, and *Erythrina velutina*. No significant differences were found in the three traits compared at 600 and 1200 m a.s.l. to *Erythrina velutina* y *Eriotheca ruizii*. A strong correlation was detected between moisture content and light woods, while bark thickness showed a low correlation. The results obtained provide a basis for future ecological studies and sustainable management strategies in Ecuador's dry forests.

Keywords: Dry forest, basic density, wood, bark, altitude.

INTRODUCCIÓN

Los bosques secos constituyen casi la mitad de los bosques subtropicales y tropicales en el mundo (Blackie et al., 2014), estos ecosistemas tienen alta diversidad biológica, al menos 75 % de las especies pierden estacionalmente sus hojas durante la temporada seca (Aguirre et al., 2014). Estos ecosistemas se consideran muy amenazados y a su vez son los menos estudiados (Sunderland et al., 2015).

En Ecuador, los bosques secos abarcaban cerca de 28 000 km², sin embargo, se estima que el 50 % habría desaparecido por conversión de uso, deforestación e incendios forestales (Aguirre y Kvist, 2005). Este ecosistema se encuentra en el centro y sur de la región occidental de los Andes, en las provincias de Esmeraldas, Manabí, Santa Elena, Guayas, El Oro y Loja (Aguirre et al., 2014), siendo los bosques secos del suroccidente los mejor conservados del país (Aguirre et al., 2006). En la provincia de Loja, los bosques secos ocupan el 28 % (3 000 km²) de su superficie, ubicándose entre 190 a 1 000 m s.n.m. abarcando tierras bajas y estribaciones occidentales bajas de la cordillera

de los Andes; soportan dos periodos climáticos, uno seco de junio a noviembre y uno lluvioso de diciembre a mayo (Aguirre et al., 2014).

Los rasgos o caracteres funcionales de las plantas se entienden como características fisiológicas, fenológicas, morfológicas o comportamentales de los organismos como respuesta a agentes bióticos y ambientales presentes en un lugar específico (Violle et al., 2007). Estos afectan directamente a los bienes y servicios ecosistémicos que brindan los bosques, ya que determinan la respuesta de las plantas ante fenómenos climáticos y disturbios (Díaz et al., 2011). Es así que la principal limitante del estudio es el desconocimiento sobre los rasgos funcionales de la madera, su sensibilidad y adaptabilidad a cambios ambientales y biogeográficos en especies forestales de bosque seco.

En el mismo sentido, a través de estos rasgos es posible describir las estrategias de vida de las especies y predecir el impacto que estas generan en los procesos ecosistémicos a través de la ecología funcional (Violle et al., 2007). La mayoría de los estudios en la dimensión

funcional se han centrado en los rasgos foliares, sin prestar suficiente atención a los rasgos de la madera, más cuando estos se relacionan con el soporte mecánico, transporte de agua y capacidad de almacenamiento (Chave et al., 2009). Por otro lado, uno de los principales retos de la ecología funcional es partir de rasgos funcionales (densidad básica) medidos a nivel de individuo y escalar a procesos que operan a mayores niveles de organización (Violle et al., 2007).

En la actualidad existe poca información sobre cuál de los componentes de la diversidad funcional, como son los valores de las especies más abundantes, la variedad de los valores de rasgos encontrados en la comunidad o el valor de los rasgos de especies particulares tiene mayor influencia sobre los procesos ecosistémicos. En este sentido, Díaz (2020) propuso un esquema metodológico que permite el estudio integral de los posibles mecanismos mediante los cuales la diversidad funcional afecta los procesos de los ecosistemas. Sin embargo, no se conoce el impacto de los tres componentes de la diversidad sobre algún proceso del ecosistema.

La densidad básica (peso seco entre volumen húmedo) es una variable intrínseca de la madera que describe la cuarta dimensión del arbolado (Navar, 2010). La densidad básica se considera una característica de importancia económica, ya que determina en gran medida la calidad del producto final que se obtenga del árbol (Zobel y Van Buijtenen, 1989). Desde el punto de vista ecológico, se espera que las especies adaptadas a la sequía posean una densidad de madera relativamente alta (Preston et al., 2006), por lo que las especies con esta adaptación pueden incluso crecer, cuando otras especies de árboles con madera ligera se ven obligadas a proteger su sistema de transporte (por ejemplo, mediante la caída de hojas) o ya han superado sus limitaciones.

Además, la densidad de la madera podría identificarse como un parámetro estable y expresivo para seguir patrones ecológicos y

durante mucho tiempo fue considerada como un elemento central de un gran número de rasgos funcionales porque mostraba un amplio espectro de correlaciones ecológico-funcionales (King et al., 2006; Onoda et al., 2010; Zanne & Falster, 2010). Por otra parte, la densidad de la madera varía dentro de la planta, durante la vida de la planta y entre individuos de una misma especie (Chave, 2002; Parolin, 2002). Es por ello que los árboles pioneros y grandes no están necesariamente asociados con bajas densidades de madera, sino que posiblemente estén influenciados por los acontecimientos de su historia de vida (Phillips et al., 2002).

Así mismo, varios factores del sitio, específicamente la cantidad de humedad presente en forma de precipitación o de cantidad de agua del suelo, parecen explicar en parte la variación tan amplia que presentan los individuos de una misma especie (Parolin, 2002). El objetivo de este estudio fue determinar la densidad básica de la madera de 22 especies forestales de la Reserva Biológica Laipuna, su relación con la gradiente altitudinal y las propiedades físicas de la madera.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Reserva Natural Laipuna de la Fundación Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) (Figura 1) tiene una extensión de 1 600 ha y su altitud varía entre 350 y 1 500 m s.n.m. La temperatura media anual es 23 °C y la precipitación media anual es 500 mm. La reserva se encuentra en la formación vegetal de bosque semideciduo piemontano (Sierra, 1999). Esta área forma parte de uno de los remanentes de bosque seco mejor conservados en la Región Tumbesina.

Dentro de la Reserva existen varios tipos de bosque, en la parte alta bosque siempreverde caracterizado por la presencia de neblina durante una parte del año, mientras que en la parte media

y baja domina el bosque seco, caracterizado por árboles que se defolían durante la época seca, como *Eriotheca ruizii* y *Loxopterygium huasango*. Alrededor del 20 % de las especies de

plantas de esta región son endémicas, así como ocho especies de mamíferos y 55 especies de aves (Cueva y Rodas, 2006).

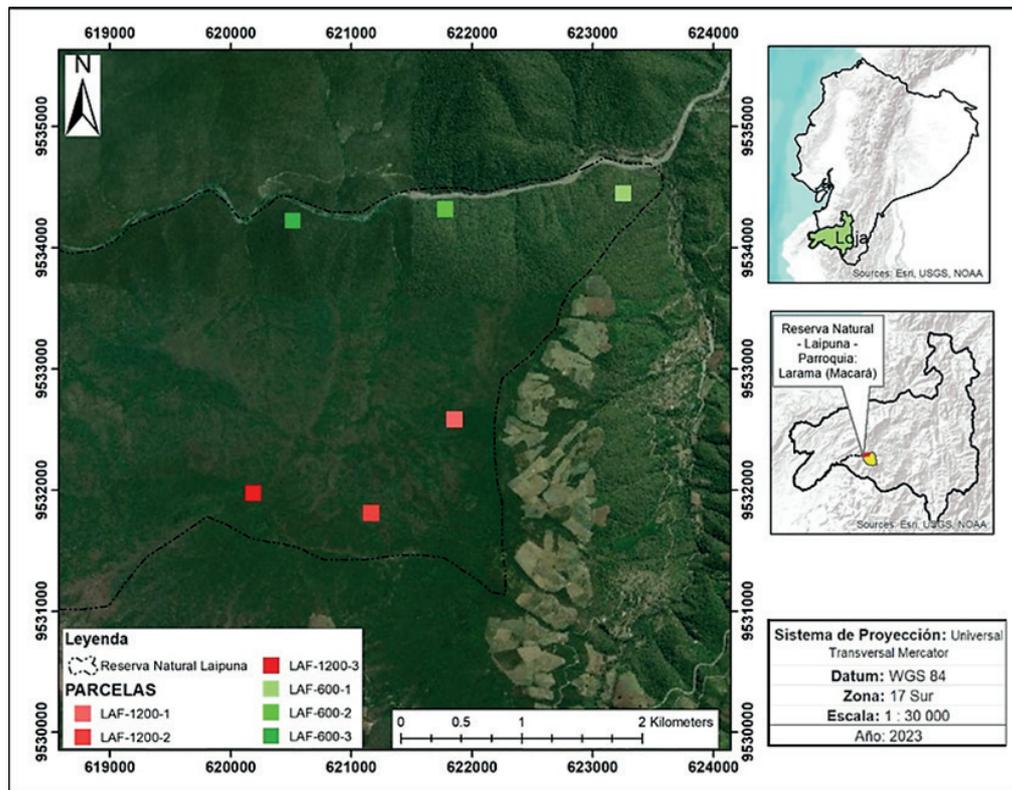


Figura 1. Ubicación del área de estudio dentro de la Reserva Natural Laipuna, cantón Macará, Ecuador.

Los cuadros en verde representan las parcelas a 600 m s.n.m. en la parte baja, y los de color rojo a las parcelas a 1200 m s.n.m. en la parte alta

largo y 0,515 cm de diámetro. Adicionalmente, se midió el grosor de la corteza del tronco de cada individuo.

Colección de muestras de madera en campo

Los sitios de muestreo estuvieron distribuidos en dos gradientes altitudinales, el primero de 500 a 600 m s.n.m. y el segundo de 1 100 a 1 200 m s.n.m. Dentro de los sitios se colectaron 192 núcleos de madera (8 núcleos x especie; en *Eriotheca ruizii* y *Erythrina velutina* se colectaron a 600 y 1200 m s.n.m.) provenientes del tronco de 22 especies forestales (≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho - DAP) a una altura de 1,30 m desde la base del tronco con ayuda de un barreno de Pressler (Figura 2). Los núcleos obtenidos son piezas de forma cilíndrica con dimensiones de 2-5 cm de



Figura 2. Extracción del núcleo de madera con un barreno de Pressler

Las muestras colectadas fueron almacenadas en tubos “Eppendorf” con alcohol al 50 % para evitar la pérdida de humedad, y respectivamente etiquetadas de acuerdo con el número de parcela, altitud, especie y número de árbol (P01_600_Ac_ma_096). Las 22 especies (Tabla 1) consideradas en este estudio se encuentran registradas en la base de datos del proyecto RESPECT – componente

B1 “Linking tree above and belowground traits across gradients of elevation and climate in highly diverse tropical montane forests” (Vinculación de los rasgos de los árboles por encima y por debajo del suelo a través de gradientes de elevación y clima en bosques montaños tropicales muy diversos).

Tabla 1. Especies forestales analizadas en la Reserva Natural Laipuna

Nº	Nombre científico	Familia
1	<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae
2	<i>Albizia multiflora</i> (Kunth) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae
3	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.	Burseraceae
4	<i>Ceiba trischistandra</i> (A.Gray) Bakh.	Malvaceae
5	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	Bixaceae
6	<i>Cordia lutea</i> Lam.	Boraginaceae
7	<i>Eriotheca ruizii</i> (K.Schum.) A.Robyns	Fabaceae
8	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae
9	<i>Fulcaldea laurifolia</i> (Bonpl.) Poir.	Asteraceae
10	<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.	Fabaceae
11	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose	Bignoniaceae
12	<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	Convolvulaceae
13	<i>Libidibia glabrata</i> (Kunth) C.Cast. & G.P.Lewis	Fabaceae
14	<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl.	Anacardiaceae
15	<i>Morisonia flexuosa</i> L.	Capparaceae
16	<i>Morisonia petiolaris</i> (Kunth) Christenh. & Byng	Capparaceae
17	<i>Morisonia scabrida</i> (Kunth) Christenh. & Byng	Capparaceae
18	<i>Piscidia carthagenensis</i> Jacq.	Fabaceae
19	<i>Pisonia aculeata</i> L.	Nyctaginaceae
20	<i>Psidium rostratum</i> McVaugh	Myrtaceae
21	<i>Terminalia valverdeae</i> A.H.Gentry	Combretaceae
22	<i>Triplaris cumingiana</i> Fisch. & C.A.Mey. ex C.A.Mey.	Polygonaceae

Se utilizó el núcleo de madera en verde de los árboles para determinar el volumen, por lo tanto, se obtuvo el peso (g) y la longitud en verde (cm),

además se determinó el diámetro del barrenado (0,515 cm). Finalmente, se determinó el volumen del núcleo, por medio de la fórmula:

$$\text{Volumen del núcleo de madera en verde} = \left(\frac{\text{diámetro del núcleo}}{2} \right)^2 * \pi * \text{longitud del núcleo en verde}$$

Posterior a la determinación del volumen, todas las muestras fueron secadas en un horno a 105 °C durante al menos cuatro días. Los núcleos de

madera secos se pesaron con una precisión de 0,1 mg. Finalmente, se determinó la densidad de la madera (g cm⁻³), usando la fórmula:

$$\text{Densidad básica} = \frac{\text{peso del núcleo de madera en seco}}{\text{volumen del núcleo de madera en verde}}$$

Para determinar el contenido de humedad de la madera se utilizó el peso del núcleo en verde y el peso del núcleo en seco, y se aplicó la fórmula:

$$\text{Contenido de Humedad (\%)} = \frac{\frac{\text{peso del núcleo en verde}}{\text{peso del núcleo en seco}}}{\text{peso del núcleo en verde}} * 100$$

Análisis de los datos

Se determinó la densidad básica promedio (g/cm³) para cada una de las 22 especies en estudio y los valores obtenidos fueron comparados con otros estudios realizados en ecosistemas similares. Además, se efectuó un análisis de la relación entre los valores medidos en este estudio (observados) y los reportados en la literatura (inferidos), especialmente con la Base de Datos Global de Densidad de la Madera (Global Wood Density Database - DRYAD, <http://datadryad.org/repo/handle/10255/dryad.235>; Chave et al., 2009).

Se realizó un análisis de correlación con las variables de altura, diámetro y grosor de corteza de los individuos, así como un análisis de componentes principales (PCA) en RStudio (Versión: RStudio 2021.09.0+351), esto con la finalidad de categorizar las especies según su densidad en livianas, semipesadas y pesadas de acuerdo a Ganzhi (2006).

Finalmente, se realizó un análisis comparativo de la densidad, contenido de humedad y grosor de la corteza de dos especies en dos pisos altitudinales diferentes (600 y 1 200 m s.n.m.) a través de RStudio (t-test).

RESULTADOS

Características cuantitativas de la madera

Se registró la densidad básica promedio de 22 especies, abarcando un total de 192 individuos. En la Tabla 2, se muestran los valores promedio

del grosor de la corteza (mm), el contenido de humedad (%) y la densidad básica (g/cm³) para cada especie, diferenciados por las altitudes de 600 y 1200 m s.n.m.

A 600 m s.n.m., *Morisonia scabrida*, *Morisonia flexuosa* y *Piscidia carthagenensis* poseen los valores más altos de densidad con 0,83; 0,81 y 0,78 g/cm³, respectivamente. Por su parte, *Cochlospermum vitifolium* (77,33 %), *Ceiba trischistandra* (75,77 %) y *Erythrina velutina* (74,34%) destacaron con los valores más altos de contenido de humedad, y a su vez con la densidad más baja (0,21; 0,23 y 0,23 g/cm³, respectivamente). Con respecto a grosor de la corteza, la especie *Loxopterygium huasango* registró 6,63 mm siendo el valor más alto; por otro lado, *Albizia multiflora* posee el valor más bajo con 3,00 mm (Tabla 2).

A 1 200 m s.n.m., *Handroanthus chrysanthus* destacó con mayor densidad (0,92 g/cm³), mientras que *Erythrina velutina* registró el mayor contenido de humedad (75,80 %); y a su vez la menor densidad con 0,23 g/cm³. Por otro lado, las especies con grosor de la corteza (> 5 mm) fueron *Eriotheca ruizii*, *Fulcaldea laurifolia*, *Geoffroea spinosa* y *Pisonia aculeata*. La especie con menor contenido de humedad fue *Fulcaldea laurifolia* (24,05 %), y *Psidium rostratum* tiene el grosor de corteza más bajo (3,25 mm) (Tabla 2).

Tabla 2. Promedio de las características cuantitativas (físicas) de 22 especies a 600 y 1 200 m s.n.m.

Especie	Altura promedio (m)	Diámetro a la altura del pecho (cm)	Grosor de la corteza (mm)	Contenido de humedad (%)	Densidad básica (g/cm ³)
Altitud: 600 m s.n.m.					
<i>Albizia multiflora</i> (Kunth) Barneby & J.W.Grimes	7,96	14,71	3	40,88	0,68
<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.	7,66	18,84	5,5	51,33	0,4
<i>Ceiba trischistandra</i> (A.Gray) Bakh	10,56	38,86	3,81	75,77	0,23
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	9,41	23,76	5,13	77,33	0,21
<i>Cordia lutea</i> Lam.	5,26	12,78	4,88	22,94	0,54
<i>Eriotheca ruizii</i> (K.Schum.) A.Robyns	12,63	38,01	4,94	61,98	0,46
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	9,15	26,13	4,25	74,34	0,23
<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	7,26	21,19	5,13	63,87	0,33
<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl.	10,98	27,3	6,63	42,77	0,65
<i>Morisonia flexuosa</i> L.	5,11	16,1	3,38	33,17	0,81
<i>Morisonia scabrida</i> (Kunth) Christenh. & Byng	6,11	16,95	4,94	32,07	0,83
<i>Piscidia carthagenensis</i> Jacq.	7,9	14,61	4	35,72	0,78
Altitud: 1 200 m s.n.m.					
<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	8,09	18,43	4,5	35,7	0,76
<i>Eriotheca ruizii</i> (K.Schum.) A.Robyns	12,16	40,05	5,13	53,26	0,52
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	10,66	27,31	4	75,8	0,23
<i>Fulcaldea laurifolia</i> (Bonpl.) Poir.	9,98	21,68	5,63	24,05	0,8
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.	11,45	25,84	5,06	32,5	0,75
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose	7,84	16,39	4,94	25,76	0,92
<i>Libidibia glabrata</i> (Kunth) C.Cast. & G.P.Lewis	6,79	16,35	4,56	35,36	0,79
<i>Morisonia petiolaris</i> (Kunth) Christenh. & Byng	8,3	21,56	3,63	42,25	0,73
<i>Pisonia aculeata</i> L.	8,61	17,96	5,13	52,19	0,43
<i>Psidium rostratum</i> McVaugh	7,8	12,55	3,25	34,04	0,77
<i>Terminalia valverdeae</i> A.H.Gentry	11,8	29,05	4,88	28,21	0,83
<i>Triplaris cumingiana</i> Fisch. & C.A.Mey. ex C.A.Mey.	10,95	15,73	4,31	37,18	0,6

Nota: los valores de cada especie son el promedio de la repetición de ocho individuos

Densidad de la madera

De acuerdo con la clasificación de las maderas propuesta por Ghanzi (2006), se registró un mayor número de especies de madera semipesada (0,4 –

0,7 g/cm³) y liviana (< 0,4 g/cm³) a 600 m s.n.m.; mientras que, a 1 200 m s.n.m. destacaron las especies de madera pesada (> 0,7 g/cm³) (Tabla 2).

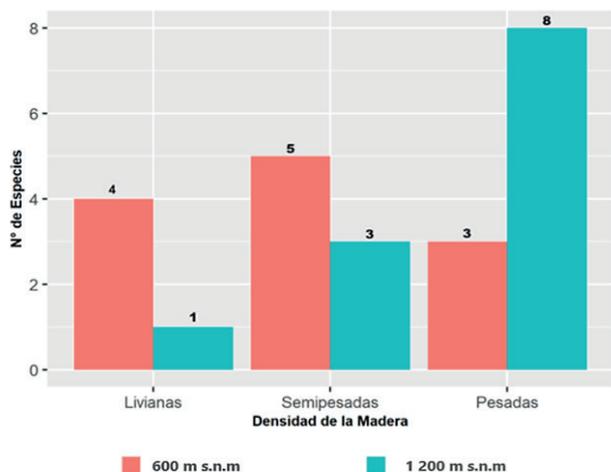


Figura 3. Clasificación de la madera por su densidad en dos pisos altitudinales (600 y 1200 m s. n. m)

Análisis de componentes principales (PCA)

La Figura 3 muestra los resultados del Análisis de Componentes Principales (PCA) aplicado a las propiedades físicas, dasométricas, y la densidad de la madera. Los análisis revelaron una correlación directa entre las variables altitud y densidad básica de la madera (DB). En contraste, se identificó una correlación inversa entre el contenido de humedad (CH) y el diámetro a la altura del pecho (DAP) con respecto a las variables grosor de la corteza (GC), altitud y densidad básica (DB).

El primer eje del ACP explica el 39,9 % de la variación del valor de la variable o rasgo de la madera. Este primer eje está influenciado principalmente de forma negativa por la densidad de la madera (DB). El segundo eje explica el 25,4 % de las variaciones de las variables o rasgos de la madera, este eje se encuentra influenciado negativamente por el contenido de humedad de la madera (CH), la altura promedio de la especie (HT) y el diámetro a la altura del pecho (DAP). Es decir, el ACP está representando el 65,3 % de la información de las variables analizadas.

Se destacan especies como *Terminalia valverdeae*, *Handroanthus chrysanthus*, *Psidium rostratum*

y *Fulcaldea laurifolia* que mostraron valores negativos en el PC1 contribuyendo a la densidad de la madera (DB), dichas especies consideradas de madera pesada se encontraron a 1200 m s.n.m. En cambio, especies como *Ceiba trischistandra*, *Eriotheca ruizii*, *Erythrina velutina* y *Cochlospermum vitifolium* poseen valores positivos en el PC1, las cuales se encuentran a 600 m s.n.m. y son maderas de baja densidad, contribuyendo a la variabilidad del contenido de humedad (CH).

Así mismo, se observan tres elipses que agrupan a las especies de acuerdo con la densidad básica de su madera, la elipse roja representa maderas livianas, celeste semipesadas y verde pesadas. En donde, la elipse celeste interseca con las otras elipses, mientras que las elipses que agrupan a las maderas livianas y pesadas intersecan levemente; por lo que son distintas en distribución y variabilidad, así mismo no están cercanas entre componentes.

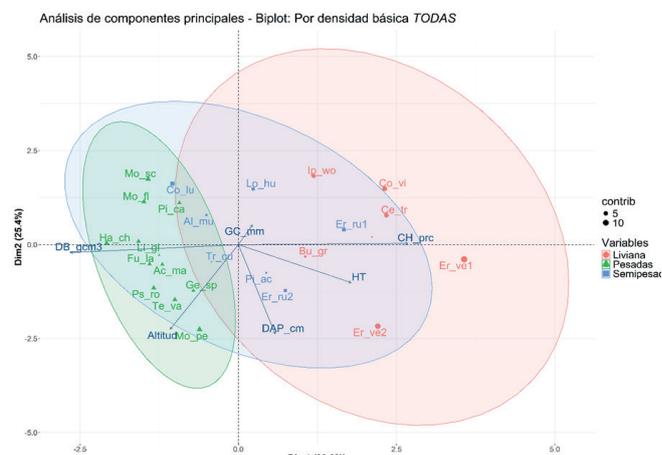


Figura 4. Análisis de componentes principales de 22 especies forestales de la R. N Laipuna y seis variables de estudio

Nota: DB = Densidad básica (g/cm^3); GC = Grosor de la corteza (mm); CH = Contenido de humedad (%); DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm); HT = Altura promedio (m)

Influencia de la altitud sobre los rasgos de la madera

Los rasgos de densidad básica, contenido de humedad y grosor de la corteza fueron comparados en *Eriotheca ruizii* y *Erythrina velutina* creciendo a 600 y 1200 m s.n.m (Tabla 2). No existen diferencias significativas en densidad, contenido de humedad y grosor de la corteza en *Eriotheca ruizii*. De igual manera, en *Erythrina velutina* no se detectaron diferencias significativas en los 3 rasgos comparados en este estudio (Tabla 3).

Tabla 3. Influencia de la altitud sobre los rasgos de la madera en *Eriotheca ruizii* y *Erythrina velutina*. Los efectos significativos se indican en negrita (p<0.05) (T-test)

<i>Eriotheca ruizii</i>	Altitud
	p-valor
Densidad básica (g/cm ³)	0,051
Contenido de humedad (%)	0,134
Grosor de la corteza (mm)	0,809
<i>Erythrina velutina</i>	Altitud
	p-valor
Densidad básica (g/cm ³)	0,969
Contenido de humedad (%)	0,409
Grosor de la corteza (mm)	0,642

DISCUSIÓN

Densidad básica de la madera en los bosques secos

Las regiones con mayor densidad promedio en el neotrópico son Centro y Suramérica con 0,717 y 0,695 g/cm³, respectivamente; y la Mata Atlántica con 0,701 g/cm³. Por su parte, el valor promedio de densidad de la madera en este estudio fue 0,594 g/cm³, lo cual difiere con el promedio regional; sin embargo, se asemeja a lo reportado por Álvarez et al. (2013) en el bosque seco de la costa caribe de Colombia (0,601 g/cm³). Por otro lado, los valores obtenidos son menores a los encontrados por Chave et al. (2006) para los bosques secos del neotrópico con 0,645 g/cm³.

Hacke et al. (2001) y Markesteijn et al. (2011) sostienen que las especies con alta densidad de la madera tienen mayor capacidad de resistencia a la sequía, lo que explica los altos valores reportados en este estudio a 1200 m s.n.m., así como la predominancia de maderas pesadas para el bosque seco del neotrópico. En el mismo sentido, Larjavaara y Muller-Landau (2010) plantean en su investigación nuevas hipótesis con respecto al valor adaptativo de la densidad de la madera, lo que de cierta manera afirma que una alta densidad de la madera se constituye como la mejor opción para que las especies se adapten de mejor manera a las condiciones del bosque seco.

En contraste, otros estudios realizados en bosque seco mencionan valores bajos de densidad de la madera, como por ejemplo Wiemann y Williamson (1989) con un valor promedio de 0,395 g/cm³ en Costa Rica; así como, Álvarez et al. (2012) con un valor de 0,534 g/cm³ en Colombia. Algunos autores como Álvarez et al. (2012) y Brandeis et al. (2006) indican que el estado de degradación del ecosistema y la inadecuada representatividad de la muestra son factores que pueden explicar estos valores bajos de densidad de la madera de las especies objeto de estudio en bosques secos neotropicales.

En el mismo sentido, existe evidencia que muestra que los altos valores de densidad de la madera reportados en algunos estudios se deben en cierto grado a una sobreestimación debido a deficiencias en el muestreo. Por lo tanto, resulta complejo generalizar valores promedio de densidad de la madera para un ecosistema, en este caso el bosque seco, ya que en ocasiones los datos provienen de un solo estudio (Chave et al., 2006).

Influencia de la altitud sobre la densidad de la madera

En el presente estudio se encontró que dos especies creciendo a distintos pisos altitudinales (600 y 1200 m s.n.m.) no mostraron cambios significativos en su densidad básica. Tal es el

caso de *Eriotheca ruizii* que presentó valores de 0,46 y 0,52 g/cm³, y *Erythrina velutina* con un valor de 0,23 g/cm³ a 600 y 1200 m s. n. m. Estos resultados se asemejan en cuanto a la variación intraespecífica de la densidad de la madera a lo hallado por Vázquez et al. (2015), donde no se detectaron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en *Pinus patula* y *Pinus ayacahuite* en 2 localidades de México a 2700 y 3000 m s. n. m.

Por el contrario, otros autores como Gutiérrez et al. (2012) reportan diferencias significativas ($P < 0.01$) para *Cedrela odorata* en su estudio en 4 localidades del Estado de Chiapas, México; sin embargo, el análisis de componentes de varianza muestra que, de la variación total de la densidad de la madera solamente el 0,32 % es atribuible al efecto de diferencias entre localidades, donde su altitud comprendió un rango de 401 a 801 m s.n.m. Así mismo, el presente estudio también difiere con Arango et al. (2001) quienes reportan diferencias estadísticas significativas en la densidad básica de la madera de *Eucalyptus grandis* en 3 municipios de Colombia a diferente altitud.

Con base en lo expuesto anteriormente, se puede inferir que las diferencias en la densidad de la madera dentro de una misma especie (angiosperma o gimnosperma) creciendo a diferentes altitudes no depende solamente de la variable altitud, ya que existen otros factores ambientales y características genotípicas de las especies que pueden intervenir. Por ejemplo, Wiemann y Williamson (2002) señalan que la temperatura tiene un efecto importante en la densidad de la madera, siendo a su vez la variable que más afecta a este rasgo frente a variables de precipitación y disponibilidad de agua (Swenson & Enquist, 2007).

Los resultados de Chave et al. (2009) demostraron que las variables ambientales no explican la variación de los rasgos mecánicos de la madera como la densidad, sino que otras variables como las referentes al suelo son las que influyen sobre estas. Adicionalmente, existen autores que

atribuyen a la heredabilidad de la densidad de la madera (Cornelius, 1994; Grattapaglia et al., 1996) como el rasgo funcional determinante en la respuesta de las especies a las variaciones ambientales que enfrentan (Patiño et al., 2009). Finalmente, los trabajos de Baker et al. (2004) y Chave et al. (2006) demuestran que la densidad de la madera presenta un patrón distintivo entre las especies, sin embargo, es altamente consistente en los géneros.

CONCLUSIONES

- La altitud influye significativamente en la densidad básica de la madera interespecífica de los árboles del bosque seco del sur de Ecuador, siendo mayor en las especies de las altitudes más elevadas (1 200 m s.n.m.) y poseen menor cantidad de contenido de humedad (livianas), por el contrario, las especies de densidad baja predominan en las altitudes más bajas (600 m s.n.m.) y poseen mayor contenido de humedad (pesadas.).
- El estudio de la madera intraespecífica de las especies *Erythrina velutina* y *Eriotheca ruizii*, demuestra que no existen variaciones significativas con respecto a la altitud, estas se desarrollan de forma similar a 600 y 1 200 m s.n.m. en cuanto a la densidad básica de la madera y contenido de humedad.
- El grosor de la corteza no se ve influenciado por los factores ambientales como es la altitud, lo que determina que se ve influenciado por características específicas de cada especie.
- La densidad básica de la madera se destaca como un parámetro clave en la evaluación de patrones ecológicos, actuando no sólo como un indicador de la calidad y resistencia de la madera, sino también como un elemento central en el estudio de rasgos funcionales. Su estrecha relación con la ecología funcional resalta su importancia en la adaptación de las

especies a diferentes condiciones ambientales y en la predicción del comportamiento de los bosques frente a cambios climáticos y de uso del suelo. Así, la densidad básica no solo refleja las características estructurales de la madera, sino que también proporciona valiosa información sobre las estrategias adaptativas de las especies en su entorno natural.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto B1- “*Linking tree above and belowground traits across gradients of elevation and climate in highly diverse tropical montane forests*” (Vinculación de los rasgos de los árboles por encima y por debajo del suelo a través de gradientes de elevación y clima en bosques montanos tropicales muy diversos) del programa RESPECT, que se desarrolla en convenio con la Universidad Nacional de Loja, por proporcionar el material biológico para desarrollar el presente estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, Z., Kvist, L. P., & Sánchez, O. (2006). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. En R. Moraes, B. Ollgard, L. P. Kvist, F. Borchsenius & H. Balslev (Eds.), *Botánica Económica de los Andes Centrales* (pp. 162–187). La Paz, Bolivia.
- Aguirre, Z. y Kvist, P. (2005). Composición florística y estado de conservación de los bosques secos del sur-occidente del Ecuador. *Lyonia*, 8(2), 41-67.
- Aguirre, Z., Buri, D; Betancourt, Y; Geada, G. (2014). Composición florística, estructura y endemismo en una parcela de bosque seco en Zapotillo. Loja, Ecuador. *Arnaldoa*, 21(1), 165-178.
- Álvarez, E., A. Duque, J. Saldarriaga, K. Cabrera, G. de las Salas, I. del Valle, A. Lema, F. Moreno, S. Orrego y L. Rodríguez. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology Management*, 267, 297-308.
- Álvarez, E., D. Benítez, C. Velásquez y A. Cogollo. (2013). Densidad básica del fuste de árboles del bosque seco en la costa Caribe de Colombia. *Revista Intrópica*, 8, 17-28.
- Arango, B., Hoyos, J., & Vásquez, A. (2001). Variación de la densidad básica de la madera de *Eucalyptus grandis* en árboles de siete años de edad. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 54(1-2), 1275–1284.
- Baker, T.R., O.L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, T. Killeen, S.G. Laurance, W.F. Laurance, S.L. Lewis, J. Lloyd, A. Monteagudo, D.A. Neill, S. Patiño, N.C.A. Pitman, N. Silva y R. Vásquez Martínez. (2004). Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10, 1-18.
- Blackie R., Baldauf C., Gautier D., Gumbo D., Kassa H., Parthasarathy N., Paumgarten F., Sola P., Pulla S., Waeber P., Sunderland T. (2014). Tropical dry forests: *The state of global knowledge and recommendations for future research*. Discussion Paper. Bogor, Indonesia.
- Brandeis, T.J., M. Delaney, B.R. Parresol y L. Royer. (2006). Development of equations for predicting Puerto Rican subtropical dry forest biomass and volume. *Forest Ecology Management*, 233, 133-142.
- Chave J., D. Coomes, S. Jansen, S.L. Lewis, N.G. Swenson y A.E. Zanne. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12, 351-366.
- Chave, J. (2002). *Medición de densidad de madera en arboles tropicales*. Manual de campo. PAN-AMAZONIA.
- Chave, J., H.C., Muller-Landau, T., R., Baker, T., A., Easdale y H, ter Steege, C, O, Webb, (2006). Regional and phylogenetic variation of wood density across 2,456 neotropical tree species. *Ecological Applications*, 16(6), 2356-2367.
- Cornelius, J. (1994). Heritabilities and additive genetic coefficients of variation in forest trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 372-379.
- Cueva, E. y Rodas, F. (2006). Conservación participativa del bosque seco Laipuna. Naturaleza & Cultura Internacional. Tríptico. Loja – Ecuador
- Díaz, A. (2020), Biogeografía: Factores, Biogeografía. <http://biogeografia.net/factores.html>
- Díaz, S. et al. (2011). Introducción. En: CASANOVES, F.; PLA, L.; DI RIENZO, J. (ed.). *Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos*. Turrialba: CATIE.

- Feijoo, C., Cartuche-Peralta K., Pucha-Cofrep D., Espinoza-Ami, F., Zhingre, W., Homeier, J. (2025). Densidad de la madera en 22 especies del bosque seco del sur de Ecuador a lo largo de dos gradientes altitudinales. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 44-56. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2324>
- Ganzhi, J. (2006). *Estudio anatómico de las especies arbóreas del bosque nublado de la Estación Científica San Francisco* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja, Carrera de Ingeniería Forestal]. Loja, Ecuador.
- Granda, V., & Guamán, S. (2006). *Composición florística, estructura, endemismo y etnobotánica de los bosques secos "Algodonal" y "La Ceiba" en los cantones Macará y Zapotillo* [Trabajo de grado, Universidad Nacional de Loja, Carrera de Ingeniería Forestal]. Loja, Ecuador.
- Grattapaglia, D., F.L.G. Bertolucci, R. Penchel & R.R. Sederoff. (1996). Genetic mapping of quantitative trait loci controlling growth and wood quality traits in *Eucalyptus grandis* using a maternal half-sib family and RAPD markers. *Genetics*, 144, 1205-1214.
- Gutiérrez-Vázquez, Benito N., Cornejo-Oviedo, Eladio H., Gutiérrez-Vázquez, Mario H., & Gómez-Cárdenas, Martín. (2012). Variación y predicción de la densidad básica de la madera de *Cedrela odorata* L. *Revista fitotecnia mexicana*, 35(spe5), 87-90.
- Hacke, U. G., J. S. Sperry, W. T. Pockman, S. D. Davis y K. A. McCulloh. (2001). Trends in wood density and structure are linked to prevention of xylem implosion by negative pressure. *Oecologia*, 126, 457-461.
- King D.A., Davies S.J., Tan S., Supardi N. & Noor M. (2006). The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. *Journal of Ecology*, 94, 670-680.
- Larjavaara, M. y H.C. Muller-Landau. (2010). Rethinking the value of high wood density. *Functional Ecology*, 24(4), 701-705.
- Markesteyn, L., L. Poorter, F. Bongers, H. Paz y L. Sack. (2011). Hydraulics and life history of tropical dry forest tree species: coordination of species' drought and shade tolerance. *New Phytologist*, 191, 480-495.
- Navar, J. (2010). Methods of assessment of aboveground tree biomass. En M. Momba & F. Bux (Eds.), *Biomass* (p. 202). InTech. Rijeka, Croatia
- Onoda Y., Richard A.E. & Westoby M. (2010). The relationship between stem biomechanics and wood density is modified by rainfall in 32 Australian woody plant species. *New Phytologist*, 185, 493-501.
- Parolin, P. (2002). Radial gradients in wood specific gravity in trees of Central Amazonian floodplains. *IAWA Journal*, 23, 449-457.
- Patiño, S., J. Lloyd, R. Paiva, T. Baker, C. Quesada, L. Mercado, J. Schmerler, M. Schwarz, A.J.B. Santos, A. Aguilar, C.I. Czimeczik, J. Gallo, V. Horna, E.J. Hoyos, E.M. Jimenez, W. Palomino, J. Peacock, A. Peña-Cruz, C. Sarmiento, A. Sota, J.D. Turriago, B. Villanueva, P. Vitzthum, E. Álvarez, L. Arroyo, C. Baraloto, D. Bonal, J. Chave, A.C.L. Costa, R. Herrera, N. Higuchi, T. Killeen, E. Leal, F. Luizão, P. Meir, A. Monteagudo, F. Neill, P. Núñez-Vargas, M.C. Peñuela, N. Pitman, N. Priante Filho, A. Prieto, S.N. Panfil, A. Rudas, R. Salomão, N. Silva, M. Silveira, S. Soares de Almeida, A. Torres-Lezama, R. Vásquez-Martínez, I. Vieira, Y. Malhi y O.L. Phillips. (2009). Branch xylem density variations across the Amazon Basin. *Biogeosciences*, 6, 545-568.
- Phillips O.L., Malhi Y., Vinceti B., Baker T., Lewis S.L., Higuchi N., Laurance W.F., Núñez Vargas, P., Vásquez Martínez R., Laurance S., Ferreira L.V., Stern M., Brown S., Grace, J. (2002). Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. *Ecological Applications*, 12, 576-587.
- Pizano, C. y García, H. (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IAvH). Bogotá, Colombia.
- Preston K.A., Cornwell W.K. & DeNoyer J.L. (2006). Wood density and vessel traits as distinct correlates of ecological strategy in 51 California coast range angiosperms. *New Phytologist*, 170, 807-818.
- Sierra, R. (1999). Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental. Proyecto INEFAN/ GEF-BIRG y *EcoCiencia*, Quito.
- Sunderland, T., Apgaua, D., Baldauf, C., Blackie, R., Colfer, C., Cunningham, A., Dexter, K., Djoudi, H., Gautier, D., Gumbo, D., Ickowitz, A., Kassa, H., Parthasarathy, N., Pennington, R., Paumgarten, F., Pulla, S., Sola, P., Waeber, P., Wilmé, L. (2015). Global dry forests: a prologue. *International Forestry Review*, 17(52), 25-33.
- Swenson, N. & Enquist, B. (2007). Ecological and evolutionary determinants of a key plant functional trait: wood density and its community-wide variation across latitude and elevation. *American Journal of Botany*, 94(3), 451-459.
- Vázquez-Cuecuecha, O.G., E.M. Zamora-Campos, E. García-Gallegos y J.A. Ramírez-Flores. (2015). Densidad básica de la madera de dos pinos y

Feijoo, C., Cartuche-Peralta K., Pucha-Cofrep D., Espinoza-Ami, F., Zhingre, W., Homeier, J. (2025). Densidad de la madera en 22 especies del bosque seco del sur de Ecuador a lo largo de dos gradientes altitudinales. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 44-56. [https://doi.org/ 10.54753/blc.v15i1.2324](https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2324)

su relación con propiedades edáficas. *Madera y Bosques*, 21(1), 129-138.

Violle, C., M. L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, y E. Garnier. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882-892.

Wiemann, M.C. & G.B. Williamson. (1989). Wood specific gravity gradients in tropical dry and montane rain forest trees. *American Journal of Botany*, 76(6), 924-928.

Wiemann M.C. & Williamson G.B. (2002). Geographic variation in wood specific gravity: effects of latitude, temperature, and precipitation. *Wood and Fiber Science*, 34, 96-107.

Zanne A.E. & Falster D.S. (2010). Plant functional traits-linkages among stem anatomy, plant performance and life history. *New Phytologist*, 185, 348-351.

Zobel, B.J. y J.P. Van Buijtenen. (1989). *Wood variation, its causes and control*. Springer-Verlag

Efectos de la poda en el comportamiento agronómico de *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae) en la Granja Experimental Andil

Effects of Pruning on the Agronomic Performance of *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae) at the Andil Experimental Farm

Alfredo Jiménez-González^{1*} 
Ángelo Castro-Pincay¹ 
María Santos-Reyes¹ 
Ignacio Estévez-Valdés¹ 
Favio Ruilova-Narváez² 
Enma Baquero-Cárdenas³ 

1. Universidad estatal del Sur de Manabí, Facultad de Ciencias Naturales y de la Agricultura, carrera de Ingeniería Forestal, Jipijapa, Ecuador.
2. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias. Departamento de Agroenergía. Portoviejo, Ecuador.
3. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Agronegocios y Comercialización. Quito, Ecuador.

*Autor para correspondencia: alfredo.jimenez@unesum.edu.ec

RECIBIDO: 29/10/2024

ACEPTADO: 16/12/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

Esta investigación evaluó los efectos de la poda sobre el comportamiento agronómico de *Jatropha curcas* L., desarrollada en la Granja Experimental Andil de la Universidad Estatal del Sur de Manabí. El objetivo fue analizar el impacto de la poda en diversas variables agronómicas de la planta. Se monitorearon 192 plantas durante un periodo de 20 meses, incluyendo 10 meses antes y 10 meses después de la poda. El híbrido JAT 001100 mostró un crecimiento significativo en altura, pasando de 133,53 cm a 210,69 cm en los primeros cinco meses tras la poda, y estabilizándose en 217,90 cm al décimo mes. Por su parte, el híbrido JAT 001103 registró variaciones notables en el diámetro del tallo durante los primeros tres meses, con estabilidad posterior y un nuevo incremento al final del estudio, indicando su capacidad para soportar mejor la producción de frutos. El genotipo Promisorio CP 041 se destacó en la producción de inflorescencias, con un aumento marcado hasta el cuarto mes después de la poda, seguido de una reducción progresiva. El híbrido JAT 001165 mostró estabilidad en el número de ramas, con leves fluctuaciones y una ligera disminución al cierre del estudio, lo que sugiere una arquitectura estable. La poda demostró ser una herramienta eficaz para estimular el crecimiento y desarrollo de *Jatropha curcas*, particularmente en los primeros meses. Genotipos como JAT 001100 y Promisorio CP 041 ofrecen un alto potencial de rendimiento bajo un manejo adecuado.

Palabras clave: Características, crecimiento, híbridos, genotipos, morfología.

ABSTRACT

This study assessed the effects of pruning on the agronomic performance of *Jatropha curcas* L., conducted at the Andil Experimental Farm, Universidad Estatal del Sur de Manabí. The objective was to analyze the impact of pruning on various agronomic variables of the plant. A total of 192 plants were monitored over a period of 20 months, including 10 months before and 10 months after pruning. The hybrid JAT 001100 exhibited significant growth in height, increasing from 133.53 cm to 210.69 cm in the first five months after pruning, stabilizing at 217.90 cm by the tenth month. In contrast, the hybrid JAT 001103 showed notable variations in stem diameter during the first three months, with stability thereafter and a renewed increase at the end of the study, indicating its ability to support fruit production more effectively. The Promisorio CP 041 genotype excelled in inflorescence production, with a marked increase until the fourth month after pruning, followed by a gradual decline. The hybrid JAT 001165 showed stability in the number of branches, with minor fluctuations and a slight decrease at the end of the study, suggesting a stable architecture. Pruning proved to be an effective tool for stimulating growth and development in *Jatropha curcas*, particularly in the initial months. Genotypes such as JAT 001100 and Promisorio CP 041 show high yield potential under appropriate management and pruning conditions.

Keywords: Characteristics, growth, hybrids, genotypes, morphology.

INTRODUCCIÓN

La especie *Jatropha curcas*, conocida comúnmente como piñón, es una planta perenne, monoica, que puede alcanzar una altura de hasta seis metros (6 m). Esta especie presenta una corteza marrón similar al papel, que puede asemejarse a papel de estraza (un papel marrón utilizado comúnmente en embalaje) o papel kraft. Este tipo de papel es áspero, fibroso y de color marrón natural, características que coinciden con la corteza del piñón. De acuerdo con su morfología, sus raíces principales son carnosas y profundas, el tallo es robusto, de color verde, con savia lechosa o rojiza (Haaz y Sepúlveda, 2023; Fallot y Palacios, 2014). Las hojas, que caen durante la temporada seca, suelen tener de 5 a 7 lóbulos y presentan una filotaxis espiral (Góngora et al., 2018).

Las flores, pequeñas y de color amarillo verdoso, poseen un sistema de polinización variado, que incluye geitonogamia, xenogamia y apomixis, lo que tiene implicaciones tanto económicas como ecológicas (González et al., 2020). Los frutos son cápsulas elipsoidales de 2,5 a 4 cm de largo que, al madurar, cambian de verde a amarillo

y posteriormente a café oscuro (Cecilio et al., 2018; Campuzano et al., 2020). Las semillas son tóxicas debido a la presencia de ésteres de forbol, curcinas y otros compuestos, lo que las hace no comestibles (Campuzano et al., 2020).

En Ecuador, el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) ha desarrollado un banco de germoplasma con variedades locales de *Jatropha curcas*, aunque estas variedades muestran un bajo rendimiento en comparación con cultivares mejorados introducidos desde otros países, sin embargo, aún se desconoce el comportamiento agronómico de estos cultivares bajo condiciones locales, lo que justifica la necesidad de estudios que analicen variables como el crecimiento, la producción de inflorescencias y la estabilidad estructural de la planta (INIAP, 2022).

Este estudio tiene como objetivo evaluar los efectos de la poda en el comportamiento agronómico de seis genotipos (cuatro híbridos foráneos y dos clones locales) de *Jatropha curcas* en la Granja Experimental Andil, de manera que se genere información que contribuya al desarrollo de una

producción sostenible de biocombustibles en Ecuador. Es así que, los mejores materiales serán recomendados para su extensión en la zona Sur de Manabí, lo que contribuye al desarrollo local con impactos en la economía familiar por la extensión futura de esta especie en diferentes explotaciones agrícolas de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Granja Experimental de la UNESUM, en coordenadas UTM 548135 -9850736, seleccionada por acceso al agua y

accesibilidad, utilizando un GPS maps 62sc.

Metodología

Tras la poda, se midieron altura, diámetro del tallo, número de ramas e inflorescencias en 192 plantas durante 10 meses, calculando la media mensual y generando gráficos de dispersión, según la metodología de Mohapatra y Panda (2010). El comportamiento de estas variables se comparó con datos previos a la poda, siguiendo los enfoques de Rao et al. (2008) y Sosa-Segura et al. (2012).



Figura 1. A – Medición de la altura; B – Medición del diámetro del tallo; C – Conteo del número de ramas; D – Recolección de Frutos

Características de los Genotipos Evaluados

Se evaluaron seis genotipos de *Jatropha curcas*: cuatro híbridos foráneos (JAT 001100, JAT 001103, JAT 001164, JAT 001165) y dos clones locales (CP-041 y CP-052), con rendimientos de 4,5 a 6,0 Tm en JAT 001100 y 1,4 a 3,5 Tm en otros, permitiendo evaluar su productividad en Andil.

Análisis Estadístico

Se empleó un análisis estadístico descriptivo de una población de seis genotipos, se estudiaron en 24 parcelas (cuatro por genotipo), considerando dos variables cuantitativas continuas altura y diámetro y dos variables cuantitativas discretas número de ramas y número de inflorescencias, durante veinte meses para generar una base de datos, según metodologías de Rao et al. (2008),

Mohapatra y Panda (2010) y Sosa-Segura et al. (2012). Se midieron altura y diámetro basal usando una regla estadimétrica y un pie de rey, calculando media, desviación estándar para poder estimar la calidad de la media, máximo, mínimo y rango para determinar la variabilidad por intervalos y en todo el dominio de definición de la curva que, tanto antes como posterior a la poda, fue de 10 meses, basado en los criterios de Rao et al. (2008).

RESULTADOS

Altura Media por Meses

La Figura 2 muestra la altura media de *Jatropha curcas* en centímetros (cm) a lo largo de los 10 meses posteriores a la poda.

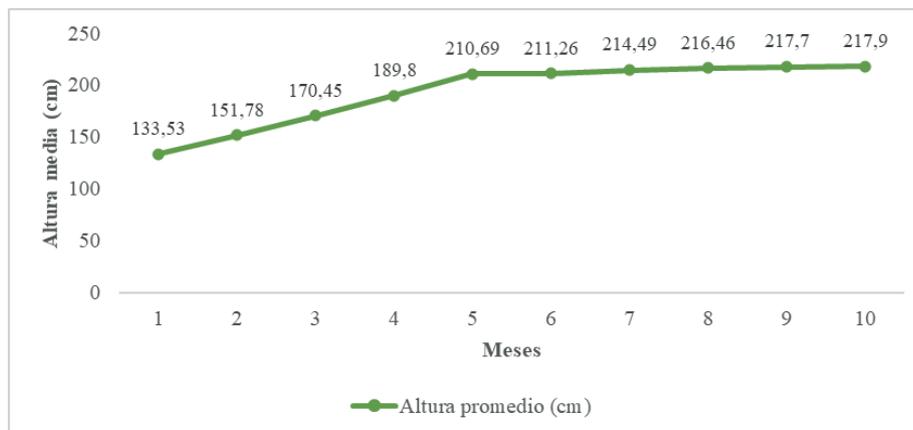


Figura 2. Altura media (cm) de las plantas de *Jatropha curcas* en la Granja de Andil durante los primeros 10 meses posteriores a la poda.

En la Figura 2, se muestran una notable variabilidad en el crecimiento en altura durante los primeros cinco meses posteriores a la poda, con un incremento de 133,53 cm a 210,69 cm. A partir del sexto mes, el crecimiento se estabilizó, mostrando cambios mínimos hasta alcanzar una altura de 217,90 cm en el décimo mes. Este patrón sugiere que la poda estimula un rápido crecimiento vertical inicial, seguido de una fase de estabilización.

Diámetro Medio por Meses

En la Figura 3 se presentan los resultados del diámetro del tallo, donde se observa una variabilidad significativa en los primeros tres meses, seguido de un periodo de estabilidad hasta el octavo mes, y un nuevo incremento notable hacia el final del periodo de estudio.

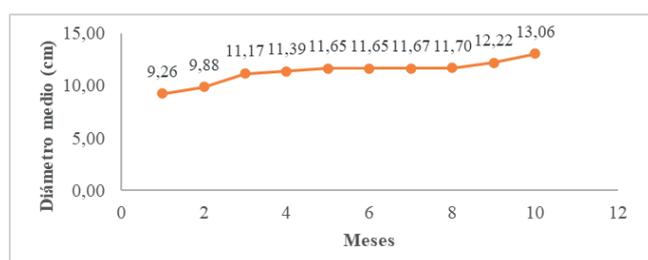


Figura 3. Diámetro medio (cm) de las plantas de *Jatropha curcas*, en la Granja de Andil durante los primeros 10 meses posteriores a la poda.

El comportamiento observado en la Figura 3 muestra que la poda puede influir en el engrosamiento del tallo, especialmente en las fases temprana y tardía del periodo de recuperación. Es importante señalar que el incremento del diámetro del tronco puede ser de aproximadamente 0,5 a 1 centímetro por mes, según se corrobora con investigaciones descritas en el apartado de la discusión.

Número de Inflorescencias

El número de inflorescencias en *Jatropha curcas* es un indicador significativo en el potencial reproductivo y del rendimiento de la planta (Ver Figura 4). La inflorescencia se representa a la agrupación de flores en un tallo común, y un mayor número de inflorescencias generalmente sugiere un mayor potencial de producción de semillas.

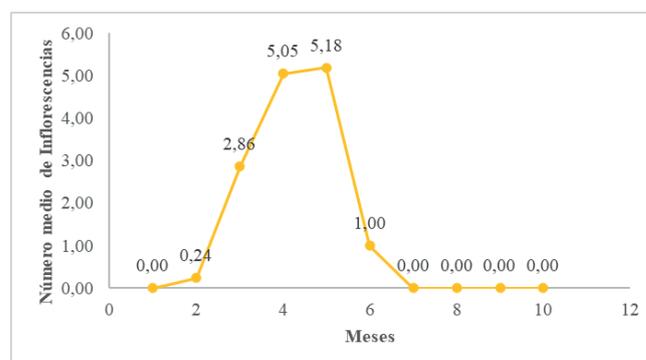


Figura 4. Número promedio de inflorescencias de *Jatropha curcas* en la Granja de Andil durante los primeros 10 meses posteriores a la poda.

El número de inflorescencias mostró un incremento significativo desde el segundo mes, con un aumento notable hasta el quinto mes y luego un descenso marcado, hasta no registrar inflorescencia a partir del séptimo mes. Este patrón podría reflejar un efecto de la poda en la redistribución de recursos hacia el crecimiento vegetativo en deterioro de la reproducción.

Número Promedio de Ramas por Mes

De acuerdo con los resultados que se presentan en la Figura 5, la variabilidad en el número de ramas fue menor en comparación con otros parámetros, con fluctuaciones menores a lo largo del estudio. Sin embargo, se observó una ligera disminución en el número de ramas hacia el final del periodo, lo que podría indicar un ajuste en la arquitectura de la planta en respuesta a la poda.

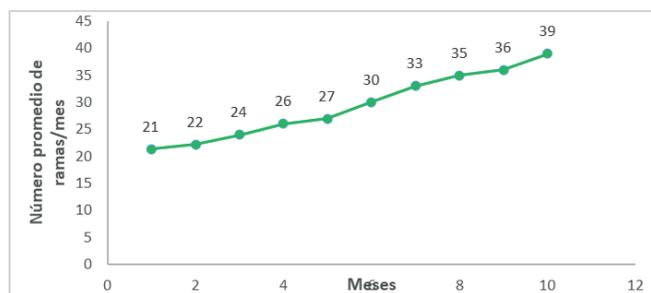


Figura 5. Número promedio aproximado de ramas de *Jatropha curcas*, en la Granja de Andil durante los primeros 10 meses posteriores a la poda.

De acuerdo con los resultados, la variabilidad en el número de ramas a lo largo de los diez meses observados fue aceptable, basado en experiencias agronómicas, pues el incremento promedio del número de ramas por mes después de una poda, puede ser aproximadamente de 2 a 4 ramas nuevas por mes, dependiendo de las condiciones óptimas de crecimiento, tal como se ilustra en la Figura 5.

Comparación de los Últimos Diez Meses Antes y Diez Meses Posteriores a la Poda

Para este propósito, se realizó una comparación de la altura de las plantas durante los diez meses previos y los diez meses posteriores a la poda, cuyos resultados se presentan a continuación.

Altura media

Comparando los periodos antes (Figura 6) y después de la poda (Figura 7), se observa que la poda altera significativamente el patrón de crecimiento de la planta, favoreciendo un desarrollo vegetativo acelerado en las fases iniciales post-poda. Este hallazgo es relevante para las prácticas de manejo agronómico de *Jatropha curcas* L., ya que sugiere que la poda puede ser una herramienta efectiva para influir en la dinámica de crecimiento y desarrollo de la planta.

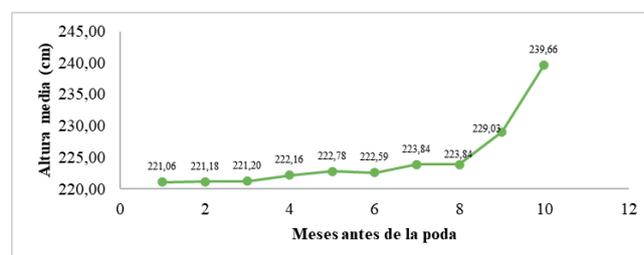


Figura 6. Comportamiento de la altura promedio antes de la poda.

Como se observa en la Figura 6, el comportamiento de la altura antes de la poda experimentó un incremento modesto de solo 2,82 cm desde el primer hasta el octavo mes. Sin embargo, desde el mes ocho hasta el mes diez el incremento fue notablemente mayor, alcanzando los 15,82 cm.

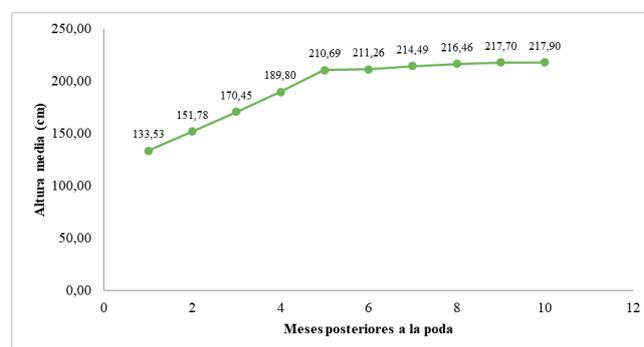


Figura 7. Comportamiento de la altura promedio posterior a la poda.

Según se observa en la Figura 7, después de la poda, desde el primer hasta el quinto mes, la altura aumentó significativamente en 77,16 cm. A partir del quinto mes en adelante, la altura se mantuvo

casi constante, con muy pocos incrementos registrados. Es importante destacar que el patrón de incremento en la altura, tanto antes como después de la poda, fue aproximadamente opuesto; es decir, después de la poda, el incremento significativo se observó en los primeros cinco meses, mientras que antes de la poda, el aumento más notable se registró en los últimos tres meses, no obstante al comparar el incremento de la altura en los primeros cinco meses en este periodo con el mismo periodo posterior a la poda, vemos que posterior a la poda incremento en 77 cm. y anterior solo en 1.72cm.

Diámetro promedio obtenido antes y después de la poda

En cuanto al diámetro, antes de la poda Figura 8, se registró un rango de variabilidad de 2,49 cm a lo largo de los diez meses evaluados, experimentando un incremento prácticamente constante desde el tercer hasta el octavo mes.

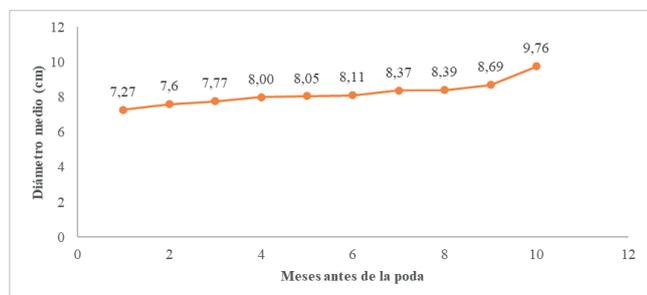


Figura 8. Comportamiento promedio del diámetro antes de la poda

Después de la poda, el rango de variación del diámetro aumentó a 3,8 cm. De manera similar al periodo previo a la poda, se observó un incremento casi uniforme del diámetro entre el tercer y el octavo mes, con muy poca variabilidad. El diámetro del tallo es un indicador clave del comportamiento agronómico de *Jatropha curcas*, ya que refleja la capacidad de la planta para acumular biomasa y sostener la producción de frutos, lo cual impacta directamente en el rendimiento de semillas (Figura 9).

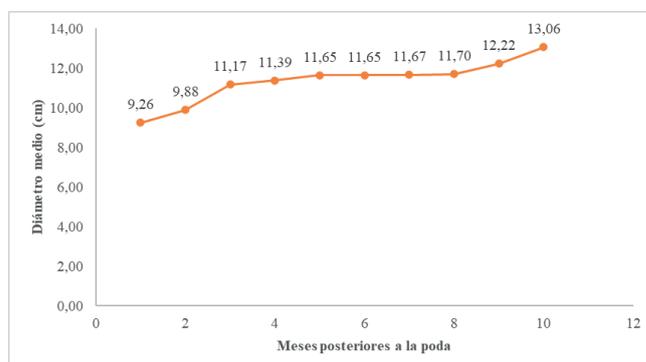


Figura 9. Comportamiento promedio del diámetro posterior a la poda.

Número de Ramas

En relación con el número de ramas, antes de la poda Figura 10, se observó un rango de variación de diez ramas a lo largo de los diez meses analizados, sin que se registrara pérdida alguna de ramas durante este periodo.

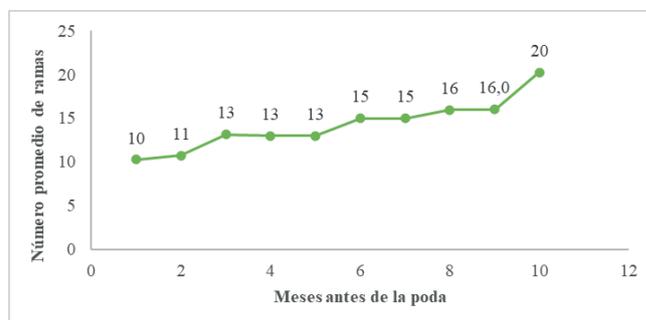


Figura 10. Comportamiento del número promedio de ramas antes de la poda

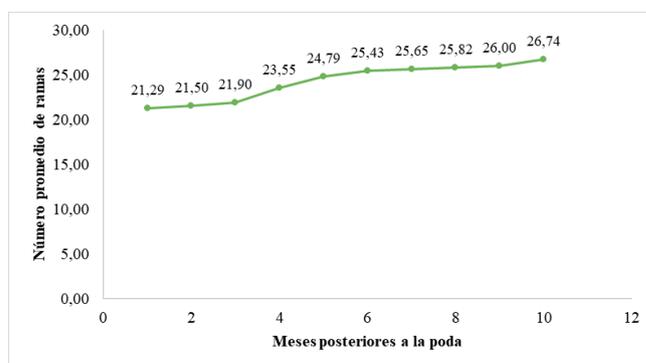


Figura 11. Comportamiento del número promedio de ramas posterior a la poda.

La Figura 11 ilustra la evolución del número promedio de ramas tras la poda, a lo largo de un periodo de diez meses. Se evidencia un incremento sostenido, iniciando con aproximadamente 21 ramas en el primer mes y alcanzando aproximadamente 27 ramas en el décimo. Este crecimiento gradual destaca una tendencia al alza en el desarrollo o proliferación del objeto de estudio. Los datos muestran que, en los primeros tres meses, el aumento fue moderado, alrededor con muy poca variabilidad. No obstante, desde el cuarto mes se percibe un notable incremento hasta aproximadamente 27 ramas, seguido por ascensos sucesivos mes a mes. Este comportamiento indica una aceleración en el crecimiento y una posible mejora en las condiciones ambientales o de manejo que promueven la generación de nuevas ramas, lo cual subraya un progreso continuo durante el periodo analizado.

DISCUSIÓN

Clima en Andil

La Granja Experimental Andil, en Jipijapa, Manabí, Ecuador, ofrece condiciones climáticas ideales para el cultivo de *Jatropha curcas* debido a su clima cálido y tropical, con temperaturas constantes entre 24 °C y 32 °C y una marcada variación en la precipitación anual. Neupane et al. (2021) subrayaron que estas temperaturas y una adecuada disponibilidad de agua son esenciales para maximizar el rendimiento de *Jatropha* en la producción de biodiesel de segunda generación. La humedad relativa en Andil varía significativamente, alcanzando un 84 % en enero y febrero y descendiendo al 69 % en noviembre, lo cual impacta la salud y desarrollo del sistema radicular de la planta, como señalaron Ferreira et al. (2022). Además, Borah et al. (2018) destacaron que la variabilidad climática, en términos de precipitación y humedad, influye en el crecimiento y rendimiento del aceite de *Jatropha*, lo que requiere prácticas agronómicas adaptadas para optimizar la producción de biodiesel en esta región.

Suelo

El suelo de la Granja Experimental Andil, destinado al cultivo de *Jatropha curcas*, presenta variabilidad en su composición, con niveles de materia orgánica entre bajos y medios (1,9 % a 3,1 %) y una capacidad de intercambio catiónico moderada (18,6 a 19,83 meq/100 ml). Predominan las texturas franco-arcillosas y arcillosas, favorables para retención de nutrientes y agua, aunque requieren gestión para evitar problemas de drenaje. Estudios previos como los de Saadaoui et al. (2015) y Sosa-Segura et al. (2012) resaltaron la importancia de estos parámetros en el crecimiento de *Jatropha*, y sugieren prácticas como la adición de compost y un manejo adecuado del agua para mejorar la estructura del suelo. Además, la poda estimula el crecimiento inicial en altura y diámetro del tallo, aunque se observa una compensación en el crecimiento reproductivo, evidenciado por una reducción en las inflorescencias y una reorganización de la estructura de la planta para optimizar el uso de recursos (Rao et al., 2008).

Altura Promedio

El análisis de las alturas medias mensuales tras la poda en *Jatropha curcas*, muestra un aumento significativo de 133,53 cm a 210,69 cm en los primeros cinco meses, con estabilización desde el sexto mes y alcanzando 217,90 cm en el décimo mes. Esto indica que la poda estimula un rápido crecimiento inicial, seguido de estabilización adaptativa. Estudios de Noda y Martín (2016) y Echeverría et al. (2015) respaldan los efectos positivos de la poda, demostrando que su combinación con bioestimulantes como FitoMas-E aumenta la brotación, ramas productivas y rendimiento de semillas por hectárea. Echeverría et al. (2015) destacaron que la frecuencia de poda influye directamente en la productividad, mejorando la arquitectura de la planta, aireación y exposición a la luz. Así, la poda emerge como una herramienta clave en el manejo de *Jatropha*, optimizando su productividad; sin embargo, se requiere investigación adicional para definir las condiciones óptimas de poda y su interacción

con otros factores agronómicos y ambientales para maximizar el rendimiento y viabilidad de *Jatropha curcas* como fuente de bioenergía.

Diámetro del tallo

La variabilidad observada en el diámetro del tallo de *Jatropha curcas*, como se aprecia en la Figura 3, pone en evidencia el impacto positivo de la poda en el desarrollo estructural de la planta, con patrones claros a lo largo de las distintas fases de crecimiento. En los primeros tres meses, se detecta un incremento notable, seguido de una fase de estabilidad hasta el octavo mes, y un repunte final hacia el cierre del estudio. Este comportamiento sugiere que la poda actúa como un estímulo en momentos clave del desarrollo, favoreciendo el engrosamiento del tallo. Un mayor diámetro del tallo se asocia directamente con un incremento en el vigor de la planta, mayor resistencia estructural y una mejora en la eficiencia del transporte de agua y nutrientes, como lo destacan Neupane et al. (2021) y Ferreira et al. (2022).

Por otro lado, Machado y Brunet (2014) subrayaron que la poda no solo promueve el crecimiento estructural, sino que también facilita la adaptación de la planta a las condiciones del entorno, optimizando su desarrollo fisiológico. Adicionalmente, el Manual de Buenas Prácticas de Pérez et al. (2013) detalla los tres principales tipos de poda utilizados en el manejo de *Jatropha curcas*: poda de formación, para establecer una estructura inicial robusta; poda de mantenimiento, para regular el crecimiento y promover la producción; y poda sanitaria, destinada a eliminar ramas afectadas por enfermedades o daños. Estas prácticas son esenciales para maximizar tanto la accesibilidad como el rendimiento de la planta.

Estudios específicos respaldan la importancia de la poda como una práctica clave en el manejo agronómico de *Jatropha curcas*. En Costa Rica, se evaluaron los efectos de la poda en plantaciones experimentales, encontrando que aunque durante el primer año no se observaron diferencias significativas en el crecimiento entre plantas podadas y no podadas, en el segundo año

las plantas podadas mostraron un crecimiento superior. El diámetro del tallo exhibió un crecimiento constante, alcanzando una tasa cercana a 1 cm por semana en etapas iniciales, lo que refuerza la idea de que la poda puede actuar como catalizador del vigor estructural de la planta (Moreira-González et al., 2019).

De manera similar, un análisis morfoagronómico llevado a cabo en distintas regiones concluyó que la poda, junto con la selección genética, influye de manera determinante en el diámetro del tallo, la producción de ramas y la acumulación de biomasa. Estas prácticas son especialmente relevantes en agroecosistemas marginales, donde las condiciones climáticas y edáficas demandan un manejo más estratégico (Andrianirina et al., 2019).

Finalmente, investigaciones realizadas en Morelos, México, mostraron que los métodos de poda, combinados con la distancia de plantación, tienen un impacto significativo en el crecimiento de *Jatropha curcas*, con efectos directos sobre el diámetro del tallo y la acumulación de biomasa. Estos hallazgos destacan la necesidad de adaptar las estrategias de manejo agronómico a las condiciones locales para maximizar los beneficios (Pérez et al., 2019).

Número de Inflorescencias

La Figura 4 muestra el número mensual de inflorescencias de *Jatropha curcas* en Andil tras la poda y sugiere que, esta práctica redistribuye inicialmente los recursos hacia el crecimiento vegetativo, limitando la floración hasta el segundo mes y mostrando un aumento máximo en el cuarto mes, seguido de un descenso. En este sentido, Zamarripa y Solís (2013) subrayaron que la poda optimiza la estructura de la planta y promueve la floración y fructificación, lo cual concuerda con los patrones observados. Por su parte, Echeverría et al. (2015) también encontraron que, podas frecuentes incrementan ramas, flores y rendimiento, mejorando la aireación e iluminación de la planta. Así, la poda planificada favorece el equilibrio entre crecimiento vegetativo

y reproductivo, optimizando la arquitectura y el rendimiento productivo de *Jatropha curcas*.

Número de Ramas

La Figura 5 muestra una estabilidad relativa en el número de ramas de *Jatropha curcas* durante los diez meses post-poda, con ligeras fluctuaciones y una disminución final, sugiriendo un efecto moderado de la poda en esta variable. Noda y Martín (2016) y Echeverría et al. (2015) reportaron que la poda combinada con bioestimulantes, como FitoMas-E, mejora la brotación y la producción de ramas, lo que incrementa el rendimiento. Echeverría et al. (2015) también encontraron que un mayor número de podas incrementa ramas, flores y frutos. La ligera disminución observada en Andil hacia el final del periodo podría reflejar un ajuste de recursos hacia la producción de frutos y semillas. Adicionalmente, el diámetro de *Jatropha* creció de 9,26 cm a 13,06 cm, y la altura de 133,53 cm a 217,90 cm en diez meses.

CONCLUSIONES

La poda en *Jatropha curcas* se consolidó como una herramienta efectiva para estimular el crecimiento en altura y diámetro del tallo, favoreciendo la acumulación de biomasa y el desarrollo estructural de la planta. Aunque inicialmente implicó una redistribución de recursos hacia el crecimiento vegetativo, con una reducción temporal en el número de inflorescencias, permitió alcanzar un balance en su desarrollo. Entre los genotipos evaluados, los híbridos destacaron por su mayor rendimiento, lo que refuerza la importancia de esta práctica en el manejo agronómico de *Jatropha curcas* en regiones tropicales como Andil, donde su potencial como fuente sostenible de bioenergía puede ser optimizado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la carrera de ingeniería forestal de la Facultad de Ciencias Naturales y de la Agricultura por la oportunidad de participar

en este proyecto; a la Estación Experimental de Portoviejo-INIAP, en particular al Ing. Favio Leonardo Ruilova Narváez por la atención durante el desarrollo de los trabajos de campo y por su valiosa asesoría en la ejecución de este proyecto en la UNESUM; a la Dra. Enma Margarita Baquero Cárdenas del ICCA Ecuador por su apoyo técnico en la conducción y financiamiento de este proyecto, a todos, GRACIAS!!

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

- Alfredo Jiménez-González. Dirigió y realizó la toma de muestras en campo y redactó el manuscrito.
- Ángel José Castro-Pincay y María Rafaela Santos-Reyes. Realizaron la toma de muestras en campo, analizaron e interpretaron los resultados y colaboraron en la redacción del manuscrito.
- Ignacio Estévez-Valdés. Realizó el análisis estadístico e interpretación de los resultados, colaboró en el análisis e interpretación de los resultados y en la redacción del manuscrito.
- Favio Leonardo Ruilova-Narváez. Contribuyó con la idea, diseñó la investigación, realizó la toma de muestras en campo.
- Enma Margarita Baquero-Cárdenas. Generó la idea, buscó información bibliográfica, colaboró en el análisis e interpretación de los resultados y en la redacción del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrianirina, Z. T., Martín, M., Dongmeza, E., & Senger, E. (2019). Efectos del genotipo, siembra directa y espaciado entre plantas en el rendimiento en campo de *Jatropha curcas* L. *Agronomía*, 9(8), 465. <https://doi.org/10.3390/agronomy9080465>

- Jiménez-González, A., Castro-Pincay A., Santos-Reyes M., Estévez-Valdés I., Ruilova-Narváez F., Baquero-Cárdenas, E. (2025). Efectos de la poda en el comportamiento agronómico de *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae) en la Granja Experimental Andil. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 57-67. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2321>
- Araiza-Lizarde, F., Hernández-Sandoval, J. A. y Pérez-Ramos, A. M. (2016). Relación entre altura y diámetro de árboles en plantaciones forestales. *Foresta Veracruzana*, 18(1), 22-29. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62146619007>
- Borah, N., Mapelli, S., Pecchia, P., Mudoj, K. D., Chaliha, B., Gogoi, A. y Saikia, S. P. (2018). Variabilidad del crecimiento y características del aceite de *Jatropha curcas* L. en el noreste de la India. *Biocombustibles*. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/17597269.2018.1472979>
- Campuzano-Duque, L. F., Gualdrón-Acosta, R. y Chávez-Oliveros, L. F. (2020). Productive performance and adaptation of *Jatropha curcas* L. In three ecoregions in Colombia. *Agronomia Mesoamericana*, 31(2), 277-290. <https://doi.org/10.15517/am.v31i2.39213>
- Cecilio, C., Canul, G., Várguez, A. y López, G. (2018). El cultivo de *Jatropha curcas* L. en el Sureste de México. https://ciatej.mx/files/divulgacion/divulgacion_5c9d0ab8ec961.pdf
- Echeverría, R. G., Valles, A. K., Pezo, A. y Cueva, A. D. (2015). Efecto de número de podas en el cultivo de piñón (*Jatropha curcas* L.), en el distrito de Juan Guerra-San Martín. Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA). <https://repositorio.inia.gob.pe/handle/20.500.12955/877>
- Fallot, A. y Palacios, D. (2014). Por qué se invierte en plantaciones de *Jatropha*. *Revista Científica Multidisciplinaria*, 1, 1-19. <https://www.researchgate.net/publication/274275000>
- Ferreira, O. J. M., Holanda, F. S. R., Pedrotti, A., Vidal Santos, L. D. y Silva-Mann, R. (2022). El sistema radicular de la *Jatropha curcas* proporciona resistencia y fortaleza al suelo. *Comunicaciones en ciencia del suelo y análisis de plantas*, 53(22), 2955-2967. <https://www.researchgate.net/publication/235420626>
- Góngora, L. A., Pérez, C. J. y Muñoz, E. (2018). Variación fenotípica de *Jatropha curcas* en diferentes zonas agroecológicas. *Ciencias Agrícolas y Forestales*, 22(1), 29-37. https://ciatej.mx/files/divulgacion/divulgacion_5c9d0ab8ec961.pdf
- González, J., Suárez, J., Reyes, F., Noda, Y., Sotolongo, J., Wencomo, H. B., Navarro, M., Allonso, O., Lezcano, J. C., Soca, M., Ramírez, W. M. y Montesinos, A. (2020). Manual de la *Jatropha curcas* L. Experiencias agronómicas cubanas e internacionales (J. González y J. Suárez (eds.)). Estación Experimental de Pastos y Forrajes Indio Hatuey. <https://bioenergia.ihatuey.cu/wp-content/uploads/2020/08/Manual-de-la-Jatropha-curcas.pdf>
- Haaz, C. E. y Sepúlveda, G. I. (2023). *Jatropha curcas*: una opción para el desarrollo sostenible en el ejido cinco de febrero, Champotón, campeche, México. *Perspectivas Rurales Nueva Época*, 21, 1-21. <http://doi.org/10.15359/prne.21-41.1>
- Instituto de Investigaciones Agropecuarias [INIAP] (2022). Introducción de nuevos cultivares de *Jatropha curcas* en Ecuador. *Boletín Técnico del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias*, 18, 3-10.
- Machado, R. y Brunet, J. (2014). Colecta y caracterización de procedencias de *Jatropha curcas* L. Pastos y Forrajes, 37(2), 145-150. <http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v37n2/pyf03214.pdf>
- Mohapatra, S. y Panda, H. (2010). Evaluación del crecimiento de *Jatropha curcas* en ambientes marginales. *Journal of Bioenergy Research*, 12(4), 213-220. <https://www.notulaebiologicae.ro/index.php/nsb>
- Moreira-González I., Arnáez-Serrano E., Castillo-Ugalde, M., Briceño-Elizondo E., & Arias-Aguilar, D. (2019). Uso de podas en el manejo agrícola de *Jatropha curcas* (tempate) sobre la expresión floral de la planta, en Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 32(1), Pág 68-76. <https://doi.org/10.18845/tm.v32i1.4119>
- Neupane, D., Bhattarai, D., Ahmed, Z., Das, B., Pandey, S., Solomon, J. K. y Adhikari, P. (2021). Cultivo de *Jatropha* (*Jatropha curcas* L.) como posible materia prima para biodiesel de segunda generación. *Invenciones*, 6(4), 60. <https://www.mdpi.com/2411-5134/6/4/60>
- Noda-Leyva, Y. y Martín-Martín, G. J. (2016). Resultados preliminares de la poda y de la aplicación de FitoMas-E en el rendimiento de *Jatropha curcas* y de cultivos asociados. Pastos y Forrajes, 39(4), 246-251. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_abstractypid=S0864-03942016000400002
- Pérez, G., Islas, J., Guevara, M. & Suárez, R. (2019). Experimental Evaluation of 10 Ecotypes of Toxic and Non-Toxic *Jatropha curcas* as Raw Material to Produce Biodiesel in Morelos State, Mexico. *International Journal of Biological, Life*

Jiménez-González, A., Castro-Pincay A., Santos-Reyes M., Estévez-Valdés I., Ruilova-Narváez F., Baquero-Cárdenas, E. (2025). Efectos de la poda en el comportamiento agronómico de *Jatropha curcas* L. (Euphorbiaceae) en la Granja Experimental Andil. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 57-67. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2321>

- and Agricultural Sciences, 12.0(5). <https://doi.org/10.5281/zenodo.3298799>.
- Pérez-Vázquez, A., Valdés Rodríguez, O. A. y García Pérez, E. (Eds.). (2013). Manual de Buenas Prácticas para el Cultivo de *Jatropha curcas* L. Colegio de Postgraduados. <http://www.iica-ecuador.org/pinon/archivos/Manual%20BP%20jatropha%20revisado%20final.pdf>
- Rao, N., Sahoo, S. y Das, S. K. (2008). Assessment of growth and productivity of *Jatropha curcas* under different agroclimatic conditions. *Biofuels and Bioenergy*, 19(1), 35-47. https://www.researchgate.net/publication/225735003_Genetic_associations_variability_and_diversity_in_seed_characters_growth_reproductive_phenology_and_yield_in_Jatropha_curcas_L_accessions
- Saadaoui, E., Martín, J. J., Bouazizi, R., Ben Romdhane, C., Grira, M., Abdelkadir, S. y Cervantes, E. (2015). Variabilidad fenotípica y rendimiento de semillas de *Jatropha curcas* L. introducida en Túnez. *Acta Botánica Mexicana*, (110), 119-134. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-71512015000100006&script=sci_abstract
- Sosa-Segura, M., Hernández, D. y Navarro, J. L. (2012). Evaluación de factores edáficos y climáticos en el crecimiento de *Jatropha curcas*. *Agricultura Sustentable*, 23(2), 40-52. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5117064>
- Zamarripa Colmenero, A. D. e. 1., & Solís Bonilla, J. L. e. (2013). *Jatropha curcas* L. alternativa bioenergética en México. Distrito Federal, México Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícola y Pecuarias Centro de Investigación Regional Pacífico Sur. Campo Experimental Rosario Izapa. https://www.researchgate.net/publication/294873398_Jatropha_curcas_L_Alternativa_Bioenergetica_en_Mexico

Estimación del coeficiente de cultivo (Kc) para el cultivo de pimiento mediante lisímetro volumétrico en la zona productiva del sistema de riego Campana-Malacatos

Estimation of the crop coefficient (Kc) for pepper cultivation using a volumetric lysimeter in the productive area of the Campana-Malacatos irrigation system

Jorge Jaramillo^{1*} 
Marco Reinoso² 
Aníbal González² 
Jimmy Cordero¹ 

1. Carrera de Ingeniería Agrícola, Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador.

2. Ingeniero Agrícola, Loja, Ecuador

*Autor para correspondencia: jljaramilloc@unl.edu.ec

RECIBIDO: 07/11/2024

ACEPTADO: 06/01/2025

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

Este estudio se llevó a cabo en respuesta a la falta de información sobre las necesidades hídricas de los cultivos para la planificación y diseño de sistemas de riego. El objetivo principal fue determinar las necesidades hídricas del cultivo de pimiento (*Capsicum annuum*) para mejorar la eficiencia en el uso del agua de riego en sistemas presurizados. La investigación se realizó en una parcela del barrio San José, que forma parte del Sistema de Riego Campana-Malacatos del cantón Loja. En su desarrollo se utilizó el método de Penman-Monteith modificado, implementado a través del software Cropwat, para calcular la evapotranspiración del cultivo de referencia (ET_o). La evapotranspiración del cultivo de pimiento (ET_c) se determinó mediante el método de lisímetro volumétrico. Además, se consideró el coeficiente de cultivo (K_c) en cada fase fenológica, tomando en cuenta la ET_o y ET_c. Los resultados indicaron que el requerimiento total de agua para el período vegetativo del cultivo fue de 1124,43 mm, lo que equivale a 11244,3 m³ ha⁻¹. Se observó que los valores de K_c aumentaron hasta la fase de desarrollo del fruto y luego disminuyeron durante la fase de cosecha. Estos valores fueron 0,51, 0,69, 1,01 y 0,85 para las fases de crecimiento vegetativo, floración y fructificación, desarrollo del fruto y cosecha, respectivamente.

Palabras clave: lisímetro, evapotranspiración, coeficiente de cultivo, riego, pimiento.

ABSTRACT

This study was undertaken in response to the absence of information concerning the water requirements of crops for the strategic planning and design of irrigation systems. The principal aim was to ascertain the water needs of the pepper crop (*Capsicum annuum*) to optimize the efficiency of irrigation water utilization. The investigation was carried out on a parcel of land in the San José locality, which is integrated into the Campana-Malacatos Irrigation System. The modified Penman-Monteith method, executed through the Cropwat software, was utilized to compute the evapotranspiration of the reference crop (ET_o). The evapotranspiration of the pepper crop (ET_c) was determined by employing the volumetric lysimeter technique. Furthermore, the crop coefficient (K_c) was taken into consideration across each phenological phase, duly factoring in the ET_o and ET_c. The findings revealed that the aggregate water demand during the vegetative phase of the crop amounted to 1124.43 mm, corresponding to 11244.3 m³ ha⁻¹. Notably, it was observed that the K_c values exhibited an upward trend until the fruit development stage, followed by a decline during the harvesting phase. These values were 0.51, 0.69, 1.01 and 0.85 for the phases of vegetative growth, flowering and fruiting, fruit development, and harvest, respectively.

Keywords: Lysimeter, evapotranspiration, crop coefficient, irrigation, pepper.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, en el sector agrícola, el agua es un recurso importante cuya disponibilidad es limitada debido a la creciente demanda para uso doméstico, industrial y riego (Wada et al., 2016). De la misma manera, en Ecuador, la agricultura consume la mayor cantidad de agua dulce (70 %) (Subsecretaría de Riego y Drenaje, 2019).

A pesar de que en el país la agricultura es el sector que más utiliza el recurso agua, lo vienen haciendo de manera ineficiente (Neme et al., 2021). Esto se puede evidenciar en el manejo inadecuado de los sistemas de riego por no conocer tiempos y frecuencias de riego, lo que genera consecuencias graves, desde la contaminación de aguas subterráneas, el desarrollo de enfermedades en las plantas, erosión del suelo y el aumento de los costos de producción (Gu et al., 2020). Por tanto, es importante estudiar los requerimientos hídricos específicos de cada cultivo para las condiciones climáticas de cada zona productiva.

En la provincia de Loja, los desafíos más significativos que enfrenta el sector agrícola son las condiciones climáticas adversas, topografía desfavorable y suelos poco profundos. A estos

se suma la falta de una planificación integral para el uso de los recursos hídricos (Vásquez-Dávila y Bravo-Benavides, 2023). Además, esta problemática se ve exacerbada por las prácticas de riego inadecuadas a nivel de parcela, que a menudo resultan en riegos excesivos o insuficientes debido a la mala determinación de los tiempos y frecuencias de riego. Este problema se debe a que estos parámetros se calculan utilizando información generada en otras latitudes del mundo [coeficiente de cultivo (K_c)], o en el peor de los casos, de manera empírica (Quinteros et al., 2019).

Ante este contexto, el sistema de riego Campana – Malacatos también presenta un mal manejo de frecuencias y tiempos de riego, ya que los requerimientos hídricos se calculan con valores de K_c y fases fenológicas de los cultivos (FFC) establecidos por la FAO (Allen et al., 2006) en otras regiones con condiciones completamente diferentes. Por tanto, es importante determinar los factores de K_c y FFC para las condiciones climáticas de la zona de riego, para calcular la lámina de riego adecuada que los cultivos necesiten y evitar problemas de exceso o déficit de humedad del suelo (Martínez, 2017).

Entre los cultivos más representativos del sistema de riego Campana – Malacatos, se encuentra el pimiento, debido a que la zona cuenta con un clima templado, temperatura media anual de 21 °C y precipitación de 733,00 mm, condiciones que son ideales para su producción. Además, el pimiento se destaca por su buena producción, adaptabilidad y relevancia económica entre los productores de la zona (Cañar, 2016).

En este contexto, en la presente investigación se buscó promover el uso racional del recurso mediante la determinación de los requerimientos hídricos del cultivo de pimiento mediante la metodología del lisímetro volumétrico, el cual, permite realizar un balance hídrico del suelo entre entradas y salidas de agua y con ello encontrar

el K_c para cada fase fenológica del pimiento de acuerdo con las condiciones climáticas del área de estudio

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en una finca del sector San José, que forma parte del sistema de riego Campana-Malacatos, ubicado a 25 km de la ciudad de Loja, Ecuador (Figura 1). Las coordenadas UTM son 9 536 000,00 m Norte y 695 000,00 m Este (WGS84), a una altitud promedio de 1 625 m.s.n.m. (Cobos, 2019).

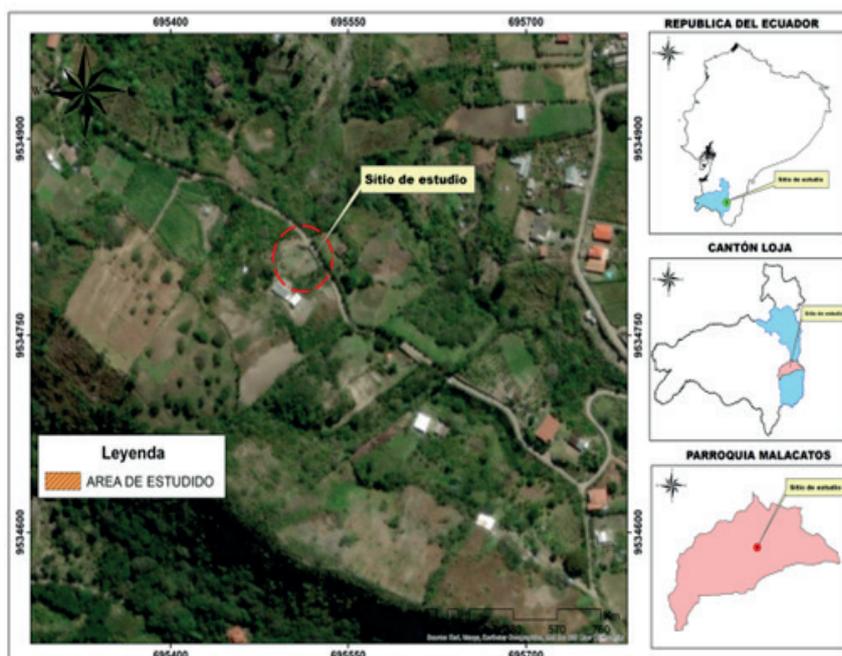


Figura 1. Área de estudio: Finca productora del sector San José perteneciente al Sistema de Riego Campana-Malacatos.

Fuente: Cartografía 1:50000 del Instituto Geográfico Militar, 2023

Construcción de los lisímetros

Se instalaron dos lisímetros de 1,0 m² de superficie y 1,0 m de profundidad. Siguiendo las recomendaciones de Villafañe et al. (2016), se extrajeron de forma cuidadosa los perfiles del suelo sin mezclarlos. Para la caracterización física

del suelo, se realizó un muestreo y se recolectaron muestras disturbadas y no disturbadas para analizar porosidad, densidad aparente, estructura, velocidad de infiltración básica, capacidad de campo, punto de marchitez permanente, los análisis se realizaron en el Laboratorio de Suelos

de la Facultad Agropecuaria y Recursos Naturales Renovables de la Universidad Nacional de Loja. Esta información permitió calibrar los lisímetros.

El fondo y las paredes del lisímetro fueron cubiertos con una lámina de polietileno (geomembrana) de 5 mm de espesor. En la base, se diseñó una pendiente con una inclinación del 1 % para facilitar que el agua drenada se dirija hacia la parte inferior, donde se encuentra el depósito colector (Figura 2). Sobre esta estructura, se colocó una capa filtrante compuesta por arena, grava y piedra, con grosor de 30 cm, que actuó como filtro para garantizar el paso adecuado del agua (León et al., 2022).

Posteriormente, el suelo extraído fue restaurado y compactado para recuperar a densidad aparente original del sitio, mientras que el material sobrante fue desechado. Además, se instaló un tubo vertical en el depósito colector, cuyo extremo superior sobresale 5 cm por encima de la superficie del suelo (Figura 2), permitiendo extraer el agua acumulada mediante una bomba de succión (Requena, 2010). Finalmente, se añadió protección adicional en los bordes del lisímetro para prevenir la entrada o salida de agua por escorrentía, asegurando la precisión del sistema (Villafañe et al., 2016).

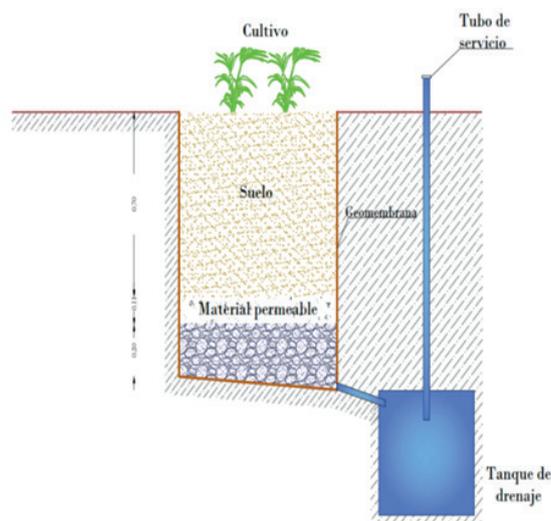


Figura 2. Esquema tipo del lisímetro de drenaje utilizado

Se utilizaron plántulas de la variedad Natalie y fueron trasplantadas el 01 de febrero de 2016 (35 días después de la siembra), la densidad de siembra utilizada fue de 0,60 m entre hileras y 0,25 m entre plantas. La cosecha finalizó el 26 de julio de 2016 y el ciclo total fue de 176 días.

Se realizó una fertilización edáfica con los macronutrientes (N, P y K) con base a los requerimientos del cultivo y el análisis de suelo. Se aplicó el 40 % de urea, fosfato diamónico (18-46-0) y muriato de potasio (0-0-60) a los 15 días después del trasplante (DDT). El 30 % al comienzo

del cuajado de los frutos y el 30 % restante al comienzo de la cosecha. El control de las plagas y enfermedades se realizó químicamente debido a la aparición de plagas como la mosca blanca (*Bemisia tabaci*,) y trips (*Frankliniella schultzei*). Se aplicaron insecticidas como Lambda-cihalotrina (Karate) y cipermetrina siguiendo las dosis recomendadas en la ficha técnica del producto y la severidad de daño.

El riego en los lisímetros se realizó manualmente, reponiendo el agua con un recipiente graduado cada tres o cuatro días. En las áreas adyacentes

a los lisímetros, se utilizó el método de riego por gravedad mediante surcos, que es la forma más frecuentemente empleada por los productores de la zona de estudio. Este método se adapta a las condiciones topográficas del terreno, a las propiedades físicas del suelo, como su estructura, y a la limitada disponibilidad de sistemas de riego tecnificados a presión (Yoder et al., 2005).

La calibración de los lisímetros consistió en determinar la lámina de saturación del suelo; para lo cual, se procedió de la siguiente manera:

- Determinación de la textura y la densidad aparente del suelo
- Se realizó el cálculo de la porosidad total del suelo con uso de la siguiente fórmula:

$$P (\%) = 1 - \frac{Da}{Dr} \times 100$$

Donde:

P = porosidad de suelo, %
 Da = densidad aparente, g/cm³
 Dr = densidad real, g/cm³

La lámina de saturación es la que permite llenar todos los poros del suelo con agua en su totalidad y para su cálculo se asumió que el suelo estaba seco (González et al., 2017). Se utilizó la siguiente fórmula:

$$Ls = \frac{P}{100} \times Ps$$

Donde:

Ls = lámina de saturación, mm
 P = porosidad total del suelo, %
 Ps = profundidad del suelo, m

Una vez que se obtuvo la lámina de saturación en mm, se la transformó a litros por metro cuadrado de suelo y se procedió a colocar ese volumen de agua en los lisímetros (León et al., 2022). Posteriormente, cada 3 y 4 días se midió el agua drenada y se volvió a reponer el mismo volumen y un 5,0 % más de la lámina de saturación. Esta actividad se realizó hasta que el agua drenada en los lisímetros sea prácticamente igual (León-Ruiz y León-Terán, 2023).

Medición de Variables Meteorológicas

En el área estudio se instaló una estación meteorológica automática para medir y registrar las variables climáticas como velocidad del viento, temperatura máxima, mínima, humedad relativa, radiación solar y precipitación, que fueron utilizadas en el cálculo de la evapotranspiración de referencia (ET_o) (Carvalho et al., 2013). El registro de datos se realizó desde el 01 de febrero hasta el 26 de julio de 2016. En la Tabla 1 se muestran los sensores utilizados y las variables medidas.

Tabla 1. Sensores instalados sobre una superficie de 2 m² en el sector San José, Malacatos, Loja.

Sensor	Variable	Unidad	Altura Sensor (m)
Radiómetro	Radiación solar	(MJ m ⁻² d ⁻¹)	2,30
Higrómetro	Humedad del Aire	%	2,30
Anemómetro	Velocidad del Viento	m s ⁻¹	3,30
Pluviómetro	Precipitación	mm	2,30
Termómetro	Temperatura del Aire	°C	2,30

Evapotranspiración del cultivo de referencia (ET_o)

La evapotranspiración de referencia del cultivo (ET_o) fue determinada utilizando el método modificado de Penman Monteith, según lo recomendado por la FAO (Allen et al., 2006) y se calculó mediante el software CROPWAT 8.0. Los datos climáticos se obtuvieron de la estación meteorológica situada en el área de estudio. Estos datos incluyen la temperatura mínima y máxima (°C), la humedad relativa (%), la velocidad del viento (m s⁻¹) y la insolación (horas de sol). El valor de la ET_o se calculó diariamente para el ciclo de cultivo del pimiento y expresado en mm día⁻¹ (León et al., 2022).

Evapotranspiración del cultivo de pimiento (ETc) por el método del lisímetro volumétrico.

Realizada la calibración de los lisímetros, se realizó la siembra del cultivo y con base a la metodología de entradas y salidas de agua (riego + precipitación - drenaje) (Villazón-Gómez et al., 2021), se determinó el agua consumida por el cultivo (ETc) para lo cual, se utilizó la siguiente ecuación de balance hídrico:

$$ET_c = \frac{P + R - D}{I}$$

Donde:

ETc = Evapotranspiración del cultivo calculada para el periodo de tiempo entre el riego y el drenaje, mm día⁻¹

P = Precipitación proporcionada por registros diarios de la estación meteorológica, mm.

R = Riego, volumen de agua aplicado al cultivo para garantizar drenaje en los lisímetros (litros).

D = Volumen de agua drenada de los lisímetros, litros

I = Tiempo, intervalo entre cada riego o lectura de parámetros, días.

Coeficiente de cultivo (Kc)

El coeficiente del cultivo de pimiento (Kc) se determinó con la metodología propuesta por la FAO (Allen et al., 2006) para cada etapa fenológica, de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$K_c = \frac{ET_c}{ET_o}$$

Donde:

Kc = Coeficiente del cultivo de pimiento.

ETc = Evapotranspiración del cultivo de pimiento obtenidos del lisímetro, mm día⁻¹.

ETo = Evapotranspiración del cultivo de referencia obtenidos de variables climáticas, mm día⁻¹.

RESULTADOS

Propiedades hidrofísicas del suelo

De acuerdo a los análisis de laboratorio (Tabla 2), el suelo del sitio de estudio es de textura franco arcillosa (FoAc). Además, se encontró una lámina de agua útil de 182,70 mm por metro de profundidad, y una densidad aparente de 1,45 g cm⁻³. Por otra parte, la capacidad de campo a una tensión de 1/3 atmósferas fue de 24,60 % de humedad, mientras que el punto de marchitez permanente fue de 12,00 % de contenido de humedad en base a masa.

En cuanto a la clase a la fertilidad física, recae en la categoría de pobre al presentar en términos de volumen una CA baja de 8,33 %, AA de 18,27 % y VPFI de 72,40 %

Tabla 2. Propiedades hidrofísicas del suelo del sitio de estudio

Ítems	Textura	Da	Saturación	WCC	WPMP	CA	AA	VPFI	Clase
		g cm ⁻³	%	%	%	%	%	%	
1	FoAc	1,45	45,00	24,60	12,00	8,33	18,27	72,40	Pobre

Fuente: Laboratorio de Suelos, Aguas y Bromatología – FARNR - UNL

De acuerdo a los análisis de laboratorio, el suelo del sitio de estudio es de textura franco arcillosa (FoAc), considerado como textura media (Castellanos, 2000). Además, se encontró una lámina de agua útil de 182,70 mm por metro de profundidad, y una densidad aparente de 1,45

g cm⁻³. Por otra parte, la capacidad de campo a una tensión de 1/3 atmósferas fue de 24,60 % de humedad, mientras que, el punto de marchitez permanente fue de 12,00 % de contenido de humedad en base a masa.

En cuanto a la clase a la fertilidad física, recae en la categoría de pobre al presentar en términos de volumen una CA baja de 8,33 %, AA de 18, 27 % y VPMI de 72,40 %.

del cultivo, las temperaturas media, máxima y mínima del aire fueron de 22,4 °C, 24,4 °C, y 19,85 °C respectivamente. La humedad relativa tuvo una variación entre 62,9 y 81,3 %. Al ser un clima cálido seco las horas sol tuvo un promedio de 6,4 horas día⁻¹.

VARIABLES METEOROLÓGICAS MEDIDAS

La Tabla 3 muestra las condiciones meteorológicas medias en el sitio de estudio, para los meses que duró la investigación. Donde, durante el ciclo

Tabla 3. Valores de las variables meteorológicas medidas durante el periodo de investigación

Mes	Temperatura (°C)			Humedad relativa (%)	Velocidad del viento (m s ⁻¹)	Horas sol (horas)	Radiación solar (MJ m ⁻² d ⁻¹)
	Máxima	Media	Mínima				
Febrero	23,6	21,7	19,7	75,5	2,9	5,5	18,2
Marzo	24,8	22,8	20,8	72,5	3,3	5,6	18,5
Abril	23,5	21,7	19,9	81,3	2,2	5,9	18,9
Mayo	25,7	23,2	20,7	83,0	1,9	7,4	20,1
Junio	24,1	22,5	21,0	71,8	2,3	7,2	18,5
Julio	24,6	22,3	17,0	83,1	3,2	6,5	17,1
Promedio	24,4	22,4	20,4	74,5	2,6	6,4	18,5

Evapotranspiración del cultivo de referencia (ET_o)

En la Tabla 4, se muestra los valores mínimos y máximos de ET_o, los cuales son de 3,11 mm día⁻¹ y 4,37 mm día⁻¹, respectivamente. La fase de desarrollo y crecimiento de frutos mostró el valor mínimo, mientras que el valor máximo fue en fase de maduración y cosecha.

Tabla 4. Tabla de referencia (ET_o) para el ciclo vegetativo del pimiento, mm día⁻¹, método de Penman Monteith modificado a través de Cropwat.

Fases Fenológicas	Ciclo Cultivo (DDT)	ET _o (mm día ⁻¹)
Fase 1 (<i>plantación o inicio del cultivo</i>)	35	3,79
Fase 2 (<i>crecimiento y desarrollo vegetativo</i>)	56	3,83
Fase 3 (<i>desarrollo y crecimiento de frutos</i>)	86	3,11
Fase 4 (<i>maduración y cosecha</i>)	176	4,37

Evapotranspiración del cultivo de pimiento (ET_c), método del lisímetro volumétrico

En la Tabla 5 se muestra los valores de evapotranspiración del cultivo de pimiento (ET_c) en cada fase fenológica. Los resultados indican que el valor mínimo de ET_c se registra en la fase 1, correspondiente al inicio del ciclo de cultivo, con un valor de 1,95 mm día⁻¹. La fase de crecimiento y desarrollo del área foliar muestra un valor de 2,64 mm día⁻¹, lo que representa un incremento en la demanda de agua en comparación con la fase anterior. La fase de desarrollo y crecimiento de frutos y semillas presenta un valor de 2,99 mm día⁻¹, lo que sugiere una mayor demanda de agua en esta etapa. El valor máximo de ET_c se observa en la fase de maduración y cosecha, con un valor de 3,70 mm día⁻¹, que indica una alta demanda de agua debido a la intensa actividad metabólica de la planta.

Tabla 5. ETc promedio del ciclo vegetativo del pimiento, mm día⁻¹, a través de Lisímetro volumétrico.

Etapas Fenológicas	Ciclo Cultivo (DDT)	ETc (mm día ⁻¹)
Fase 1 (<i>plantación o inicio del cultivo</i>)	35	1,95
Fase 2 (<i>crecimiento y desarrollo vegetativo</i>)	56	2,64
Fase 3 (<i>desarrollo y crecimiento de frutos</i>)	86	2,99
Fase 4 (<i>maduración y cosecha</i>)	176	3,70

Coeficiente de cultivo (Kc)

El coeficiente del cultivo se emplea para indicar la demanda hídrica de un cultivo a partir de la relación entre la ETc y ETo.

En la Tabla 6, se presenta los valores de Kc correspondientes a las cuatro fases fenológicas del cultivo. Se observa que el valor mínimo es de 0,51, que corresponde a la fase inicial del ciclo de cultivo (fase 1). Por otro lado, el valor máximo es de 1,01, y se registra durante la fase de desarrollo y crecimiento de frutos (fase 3), lo cual, señala una alta demanda de agua. Además, los resultados indican que el Kc incrementa progresivamente a lo largo del ciclo fenológico, alcanzando su pico máximo durante la fase de desarrollo y crecimiento de frutos.

Tabla 6. Coeficiente del cultivo Kc para las fases fenológicas del cultivo de pimiento.

Etapas Fenológicas	Ciclo Cultivo (DDT)	Kc
Fase 1 (<i>plantación o inicio del cultivo</i>)	35	0,51
Fase 2 (<i>crecimiento y desarrollo vegetativo</i>)	56	0,69
Fase 3 (<i>desarrollo y crecimiento de frutos</i>)	86	1,01
Fase 4 (<i>maduración y cosecha</i>)	176	0,85

Así mismo, los valores del coeficiente de cultivo (Kc) calculados para el pimiento bajo las condiciones edafoclimáticas de la zona de estudio (sistema de riego Campana Malacatos) fueron inferiores a los recomendados por Allen et al. (1998) a lo largo de todas las etapas fenológicas del cultivo (Figura 3). Los valores de Kc indicados por la FAO 56 son: 0,7 (fase inicial); 1,10 (fase intermedia) y 0,9 (fase final) respectivamente.

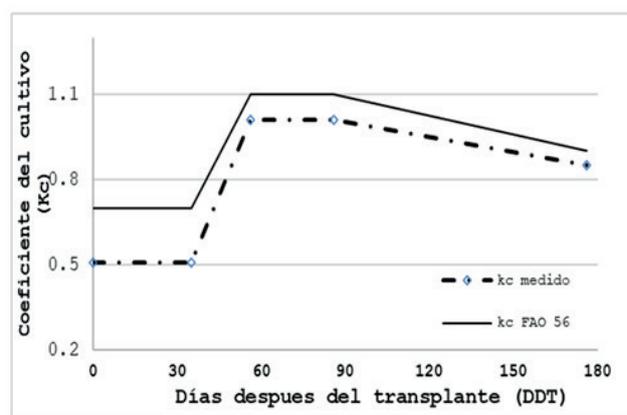


Figura 3. Coeficientes de cultivo de pimiento (Kc) medido en el Sistema de riego Campana – Malacatos, Loja, Ecuador y Kc según datos recomendados por la FAO (Allen et al., 2006).

DISCUSIÓN

Los resultados de las constantes hidrofísicas del suelo fueron: la capacidad de campo (CC) fue del 24,60 %, y el punto de marchitez permanente (PMP) del 12,00 %. Esto indica que el suelo tiene un agua aprovechable (AA) del 18,27 %. Estos valores son consistentes con los presentados por Valarezo et al (1998) quien menciona que un intervalo de 9 a 15 % es beneficioso para los cultivos, ya que un mayor contenido de agua aprovechable mejora su rendimiento. La capacidad de aireación (CA) del suelo fue del 8,33 %, lo que, según el diagrama triangular de evaluación de las condiciones físicas, se clasifica como bajo a medio. Selles et al (2012) proponen un rango óptimo de 8 – 15 % de microporos para permitir el adecuado movimiento del agua y la respiración de las raíces, aunque señalan que

esto depende de la susceptibilidad del cultivo y la conectividad del sistema poroso. De acuerdo con la capacidad de aireación del 8,33 % y un volumen de poros físicamente inertes del 72,40%, el suelo se ubica en la clase pobre zona II, según el diagrama triangular. De acuerdo con Valarezo et al (1998) esto corresponde a una situación media de las condiciones físicas del suelo para el desarrollo del cultivo de pimiento.

Durante el ciclo vegetativo del cultivo, las temperaturas media, máxima y mínima del aire registradas fueron 24,4; 22,4; 20,4 °C, respectivamente. Según Filgueira (2003), afirma que las temperaturas favorecen la producción óptima y su variación debe estar entre un promedio de 19 y 21 °C, y que temperaturas inferiores a 15 o superiores a 35 °C afectan las fases del cultivo. La temperatura, humedad relativa y la radiación solar son las principales variables meteorológicas que afectan en la tasa de evapotranspiración, ya que influyen directamente en las funciones vitales de la planta (Lemos Filho et al., 2010); (Macário de Oliveira et al., 2012). La Tabla 2 muestra las condiciones meteorológicas medias en el sitio de la investigación para los meses que duró el ciclo del cultivo. Ismael Filho et al, (2015) en su estudio mencionan que la temperatura del aire influye en la evapotranspiración, debido al calor emitido por la superficie cultivada y la radiación solar absorbida por la atmósfera aumentan la temperatura. También, al existir aire caliente cerca de la planta transfiere energía al cultivo, aumentando así las tasas de evapotranspiración.

Así mismo, el rango de humedad relativa ideal para un correcto desarrollo del cultivo de pimiento es del 50 al 70 % (Olivet-Rodríguez y Cobas-Hernández, 2021). En los meses de febrero, marzo, abril, mayo y julio (75,5; 72,5; 81,3; 83,0; 71,8 y 81,3 %) se observaron valores por encima del rango ideal. Sin embargo, se acercaron a los valores óptimos y no causaron daño al cultivo de pimiento.

La evapotranspiración de referencia, calculada mediante el método modificado de Penman Monteith, el valor más alto corresponde a la fase 4 (cosecha), con 4,37 mm día⁻¹. Este incremento se

atribuye a las condiciones ambientales registradas durante este periodo debido a la alta temperatura, que intensifican la evaporación y transpiración (Oliveira et al., 2014). En contraste, el valor más bajo se observa durante la fase de desarrollo del fruto, con un valor de 3,11 mm día⁻¹, debido a la alta humedad relativa de 83,1 % y temperatura de 17 °C. Estos resultados concuerdan con los reportados por Chávez (2015), en su estudio realizado en Quevedo determinó un valor promedio de 4,25 mm día⁻¹ para la fase de cosecha del cultivo de pimiento. Mientras que, Álvarez (2019) en su investigación llevada a cabo en una parcela experimental de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo, reportó que el mayor valor de E_{To} para este mismo cultivo se presentó en la etapa inicial debido a las condiciones ambientales y a la variedad del cultivo. De manera similar, Carrillo (2014) en su trabajo de investigación realizado en el sistema de riego Palmira (Quinara), determinó una E_{To} que varía entre 3,0 y 5,0 mm día⁻¹, valores que concuerdan con los resultados de esta investigación.

El coeficiente único del cultivo, conocido como k_c , integra las variaciones en la evaporación del suelo y la tasa de transpiración del cultivo. Este coeficiente refleja las fluctuaciones diarias en la evaporación del suelo, que pueden ser el resultado de la lluvia o el riego, y representa una expresión de los efectos promedio en el tiempo de la evapotranspiración del cultivo (Cisneros-Zayas et al., 2015).

La variación del k_c se observa a lo largo de las etapas fenológicas del cultivo, comenzando con un valor de 0,51 en la etapa inicial, aumentando a 0,69 en el desarrollo vegetativo, alcanzando su máximo valor igual a 1,01 en la fructificación, y finalmente disminuyendo a 0,85 en la época de cosecha. Estos resultados son similares con los encontrados por Álvarez (2019), quien también observó variaciones en el k_c durante las etapas fenológicas del cultivo. Según este estudio el k_c fue de 0,65 en la etapa de plantación, aumentó a 0,88 en la floración, se mantuvo en 0,91 en la fructificación, y descendió a 0,74 en la época de cosecha. Esta variación se atribuye al crecimiento

y desarrollo de las plantas, ya que el aumento del área foliar conduce a un incremento en la transpiración (Rodríguez et al., 2011).

Además, el comportamiento del Kc concuerda con los resultados del estudio de López-Avenidaño et al. (2015), quienes observaron que el coeficiente del cultivo es bajo y se mantiene estable en la etapa inicial, luego aumenta notablemente durante la floración, se mantiene constante en la fructificación, y finalmente disminuye para la cosecha. Esto se debe a que las hojas viejas no demandan la misma cantidad de agua que las nuevas de acuerdo a lo mencionado por Moreno et al, (2001) quienes reportaron valores altos del coeficiente del cultivo para la fase de desarrollo vegetativo y fructificación (1,25) en su estudio realizado en Castilla La Mancha, mientras que, para la fase de cosecha, el Kc disminuyó hasta 0,55. Por su parte, Souza et al, (2011) reportan valores de kc diferentes a los calculados en el presente estudio, con valores de 0,32; 1,18; y 0,77 para labranza convencional y 0,34; 1,05 y 0,86 para labranza cero. Aunque los valores son aproximados a los recomendados por la FAO (Allen et al., 2006) para algunas fases del desarrollo del pimiento, además, mencionan la necesidad de ajustar el Kc para cada región específica de acuerdo a las condiciones edafoclimáticas.

El Kc promediado se utiliza en estudios de planificación y diseño de sistemas de riego, donde es pertinente considerar los efectos del humedecimiento del suelo (Allen et al., 2006).

En este contexto, es necesario se realicen estudios sobre la duración de las etapas fenológicas de los diferentes cultivos de interés y la determinación de los coeficientes de los cultivos considerando las condiciones climáticas debido a que el Kc varían según el cultivo, método de riego, tipo de suelo, método empleado para la estimación de la ETo y el manejo agronómico del cultivo (Oliveira et al., 2014).

CONCLUSIONES

El estudio de la evapotranspiración del cultivo de pimiento a lo largo de las diferentes fases fenológicas destaca un patrón de aumento progresivo de las necesidades hídricas, desde la fase inicial hasta la fase de maduración y cosecha de frutos. Estos resultados resaltan la importancia de ajustar el riego según las demandas específicas de cada etapa del ciclo de cultivo para optimizar el uso del agua.

En la zona del sistema de riego Campana Malacatos, los valores del coeficiente de cultivo (Kc) del pimiento difieren con los determinados por la FAO en otras latitudes mundo, siendo ligeramente inferiores debido a las condiciones edafoclimáticas específicas del área de estudio y prácticas de manejo del cultivo.

La aplicación de prácticas de riego basadas en datos propios de las zonas de riego contribuye significativamente a mejorar la eficiencia del uso del agua, lo cual, se logra al considerar las características específicas del suelo y las demandas hídricas del cultivo.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional de Loja, Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Carrera de Ingeniería agrícola por el apoyo para realizar el estudio. Al proyecto de investigación del Centro de Investigaciones Territoriales CIT, de la Universidad Nacional de Loja (2016) denominado “Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) Aplicados a la Optimización del Uso del Agua en el Sistema de Riego Campana-Malacatos”. dirigido por el Ing. Aníbal Eduardo González.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Conceptualización: JLJC y MARA; metodología: JLJC, MARA y AEGG; análisis formal: JLJC y MARA; investigación: JLJC; análisis de datos: JLJC; redacción - preparación del borrador

Jaramillo, J., Reinoso, M., González, A., Cordero, J. (2025). Estimación del coeficiente de cultivo (Kc) para el cultivo de pimiento mediante lisímetro volumétrico en zona productiva del sistema de riego Campana-Malacatos. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 68-80. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2366>

original: JLJC y JJCJ; redacción revisión y edición: JLJC, MARA, AEGG y JJCJ.

Jorge Luis Jaramillo Condolo; JLJC; Marco Ángel Reinoso Acaro; MARA; Aníbal Eduardo González González; AEGG; Jimmy Javier Cordero Jiménez; JJCJ

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R., Smith, M., Pereira, L., y Raes, D. (2006). Evapotranspiración Del Cultivo: Guías Para Determinación Los Requerimientos de Agua de Los Cultivos (Estudios Fao: Riego Y Drenaje). Food & Agriculture Org., 2006. <https://www.fao.org/3/x0490s/x0490s.pdf>
- Álvarez, P. (2019). *Determinación del coeficiente de cultivo (Kc) del pimiento (Capsicum annum L.) en función a la evapotranspiración real en comparación con el Kc teórico* [Tesis de grado, Universidad Técnica Estatal De Quevedo, Facultad de Ciencias Agrarias, Carrera de Ingeniería Agronómica]. <https://repositorio.uteq.edu.ec/server/api/core/bitstreams/7d282654-aa41-4d58-afd2-7ebea0ba8e41/content>
- Cañar, A. (2016). *Análisis de la disponibilidad y demanda de agua, con fines de riego, en el Sistema Campana- Malacatos, utilizando los Sistemas de Información Geográfica (SIG)* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/bitstream/123456789/14410/1/ALEX%20LEONEL%20CA%20C3%91AR%20RIVAS.pdf>
- Carrillo, J. (2014). Determinación de los requerimientos de riego del cultivo de la Achira (*Canna edulis*, Ker Gawier; *Canna indica*, L) y sus estadios fenológicos, con riego por aspersión, en el sector Cabrería—Chumberos, perteneciente al Sistema de riego Palmira [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/12209>
- Carvalho, L. G. D., Evangelista, A. W. P., Oliveira, K. M. G., Silva, B. M., Alves, M. D. C., Júnior, A. D. S., y Miranda, W. L. (2013). FAO Penman-Monteith equation for reference evapotranspiration from missing data. *Idesia (Arica)*, 31(3), 39-47. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292013000300006>
- Castellanos, J. (2000). *Manual de interpretación de suelo y aguas*. INTAGRI. https://www.intagri.com/public_files/Interpretacion-de-Analisis-de-Suelos-y-Aguas.pdf
- Chavez, S. (2015). *Cálculo de la evapotranspiración mediante tres métodos y determinación de las necesidades de riego en los cultivos de pepino y pimiento en la finca “La María”* [Tesis de grado, Universidad Técnica Estatal De Quevedo, Facultad de Ciencias Agrarias, Carrera de Ingeniería Agronómica]. <https://repositorio.uteq.edu.ec/server/api/core/bitstreams/b5c416a2-09fe-4056-bd8f-6361cb3f2052/content>
- Cisneros-Zayas, E., Rey-García, R., Martínez-Varona, R., López-Seijas, T., y González-Robaina, F. (2015, junio). Evapotranspiración y coeficientes de cultivo para el café en la provincia de Pinar del Río. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 24(2), 23-30.
- Cobos, S. (2019). *Sistema de información geográfica preliminar del sistema de riego Campana— Malacatos* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja]. pdf. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/21824/1/Santiago%20Daniel%20Cobos%20Ram%C3%B3n.pdf>
- Filgueira, F. A. R. (2003). *Solanáceas: Agrotecnología Na Produção De Tomate, Batata, Pimentao, pimenta, Berinjela E Jiló*. Editora da UFPA.
- González, C., Quintero, Q., Flórez, V., y Quintero, M. (2017). Lisímetros volumétricos. En *Consideraciones sobre producción, manejo y poscosecha de flores de corte con énfasis en rosa y clavel* (Universidad Nacional de Colombia, Vol. 2, pp. 135-166). Universidad Nacional de Colombia. https://www.researchgate.net/publication/341273194_Lisimetros_volumetricos
- Gu, Z., Qi, Z., Burghate, R., Yuan, S., Jiao, X., y Xu, J. (2020). Irrigation Scheduling Approaches and Applications: A Review. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 146(6), 04020007. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001464](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001464)
- Ismael Filho, A., Borges, P. de F., Araújo, L. de S., Pereira, A. R., Lima, E. M. de, Silva, L. dos S., y Santos Junior, C. V. dos. (2015). Influência das variáveis climáticas sobre a evapotranspiração. *Gaia Scientia*, 9(1), 62-66.

- Jaramillo, J., Reinoso, M., González, A., Cordero, J. (2025). Estimación del coeficiente de cultivo (Kc) para el cultivo de pimiento mediante lisímetro volumétrico en zona productiva del sistema de riego Campana-Malacatos. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 68-80. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2366>
- Lemos Filho, L. C. A., Carvalho, L. G., Evangelista, A. W. P., y Alves Júnior, J. (2010). Análise espacial da influência dos elementos meteorológicos sobre a evapotranspiração de referência em Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(12), 1294-1303. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001200007>
- León, J., Parra, V., Peña, R., Silva, J., Román, D., y Salazar, F. (2022). Design, installation and calibration of a block of lysimeters to adjust the crop coefficient. *Revista de la Facultad de Agronomía*, Universidad del Zulia, 39(2), e223926. [https://doi.org/10.47280/RevFacAgron\(LUZ\).v39.n2.04](https://doi.org/10.47280/RevFacAgron(LUZ).v39.n2.04)
- Léon-Ruiz, J., y León-Terán, J. (2023). *Evapotranspiración de los cultivos y lisimetría* (Escuela Superior Politécnica de Chimborazo Dirección de Publicaciones, Vol. 17). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. http://cimogsys.esPOCH.edu.ec/direccion-publicaciones/public/docs/books/2023-06-13-222824-Evaporacio%CC%81n_de_los_cultivos.pdf
- López-Avenidaño, J., Díaz-Valdés, T., Watts-Thorp, C., Rodríguez, J., Castellanos-Villegas, A., Partida-Ruvalcaba, L., y Velázquez-Alcaraz, T. (2015, septiembre). Evapotranspiración y coeficientes de cultivo de chile bell en El Valle de Culiacán, México. *Terra Latinoamericana*, 33(3), 209-219.
- Macário de Oliveira, G., Vilas Boas Ramos Leitão, M., y Carvalho Rocha, R. (2012, junio). Temperatura do ar no interior e exterior de ambientes protegidos. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 7(2), 250-257.
- Martínez, Y. (2017). *Determinar los requerimientos hídricos del pepino (cucumis sativus l) mediante el lisímetro volumétrico, en el sector La Trinidad perteneciente al Sistema de Riego Campana-Malacatos* [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/18472/1/YANDRY%20PAUL%20MARTINEZ%20SANCHEZ.pdf>
- Moreno, M. M., Cabello, M. J., Moreno, A., y Ribas, f. (2001, mayo 11). Necesidades hídricas del pimiento (*capsicum annum l.*) y respuesta del rendimiento a diferentes dosis de riego. *Actas de horticultura. Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. IV Congreso Ibérico de Ciencias Hortícolas*, 4, 1736-1741.
- Neme, O., Valderrama, A., y Chiatchoua, C. (2021). Factores determinantes del consumo productivo de agua y sus efectos en la actividad económica de México. *Economía Sociedad y Territorio*, 21(66), 505-537. <https://doi.org/10.22136/est20211659>
- Oliveira, E. C., Carvalho, J. D. A., Almeida, E. F. A., Rezende, F. C., Santos, B. G. D., y Mimura, S. N. (2014). Evapotranspiration of rose cultivated in protected environment. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(3), 314-321. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000300011>
- Olivet-Rodríguez, Y., y Cobas-Hernández, D. (2021, 03). Influencia de diferentes marcos de siembra en el desarrollo del pimiento (*Capsicum annum L.*) híbrido ‘Carleza’ bajo cultivo protegido. *Cultivos Tropicales*, 42(3), 15.
- Quinteros, J., Gómez-García, J., Solano, M., Llumiquinga, G., Burgos, C., y Carrera-Villacrés, D. (2019). Evaluación de la calidad de agua para riego y aprovechamiento del recurso hídrico de la quebrada Toglhuayco. *Siembra*, 6(2), 046-057. <https://doi.org/10.29166/siembra.v6i2.1641>
- Rodríguez, J., Watts, C., Garatuza-Payan, J., Agustín-Rivera, M., Lizárraga-Celaya, C., Lopez-Elias, J., ; Ochoa-Meza, A., Moreno-Salazar, S., y Rentería-Martínez, M. (2011, diciembre). Evapotranspiración y coeficiente de cultivo en chile banana (*capsicum annum l.*) en El Valle del Yaqui, México. *Revista Biotecnica*, 13(3), 28-35.
- Selles, G., Ferreyra, R., Ruiz, R., Ferreyra, R., y Ahumada, R. (2012). *Compactación de suelos y su control: Estudio de casos en el Valle de Aconcagua*. <https://biblioteca.inia.cl/handle/20.500.14001/7460>
- Souza, A. P. D., Pereira, J. B. A., Silva, L. D. B. D., Guerra, J. G. M., y Carvalho, D. F. D. (2011). Evapotranspiração, coeficientes de cultivo e eficiência do uso da água da cultura do pimentão em diferentes sistemas de cultivo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 33(1), 15-22. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v33i1.5527>
- Subsecretaría de Riego y Drenaje. (2019). *Plan Nacional de Riego y Drenaje 2019—2027*. https://prefecturadeesmeraldas.gob.ec/docs/8_plan_nacional_de_riego_y_drenaje.pdf

- Jaramillo, J., Reinoso, M., González, A., Cordero, J. (2025). Estimación del coeficiente de cultivo (Kc) para el cultivo de pimiento mediante lisímetro volumétrico en zona productiva del sistema de riego Campana-Malacatos. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 68-80. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2366>
- Valarezo, C., Iñiguez, M., Pauta, P., y Valarezo, L. (1998). *Condiciones físicas de los suelos de la región sur del Ecuador: Una guía para proyectos de riego, drenaje, manejo y conservación de suelos* (Universidad Nacional de Loja).
- Vásquez-Dávila, S., y Bravo-Benavides, D. (2023). Impacto del cambio climático en la producción agrícola de la provincia de Loja, periodo 2007-2020. *Revista Económica*, 11(1), 95-106. <https://doi.org/10.54753/rve.v11i1.1623>
- Villafañe, G., Basso, C., y Villafañe, R. (2016). Evapotranspiración y coeficientes de cultivo (Kc) de stevia [*Stevia rebaudiana* (Bertoni) Bertoni] bajo condiciones parcialmente protegidas. *artículo*, 28(2), 131-136. pdf.
- Villazón-Gómez, J., Noris-Noris, P., y Vázquez-Montenegro, R. (2021). Balance hídrico del suelo como herramienta para la planificación de labores en áreas agropecuarias de la provincia de Holguín. *Revista de Agricultura en Zonas Áridas (IDESIA)*, Volumen 34(4), 97-101.
- Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Eisner, S., Fischer, G., Tramberend, S., Satoh, Y., Van Vliet, M. T. H., Yillia, P., Ringler, C., Burek, P., y Wiberg, D. (2016). Modeling global water use for the 21st century: The Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geoscientific Model Development*, 9(1), 175-222. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-175-2016>
- Yoder, R. E., Odhiambo, L. O., y Wright, W. C. (2005). Evaluation of methods for estimating daily reference crop evapotranspiration at a site in the Humid Southeast United States. *Applied Engineering in Agriculture*, 21(2), 197-202. <https://doi.org/10.13031/2013.18153>

Impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en la parroquia Carigán, cantón Loja

Impact of banana rachis leachate on the cultivation of lettuce (*Lactuca sativa* L.) in the Carigán parish, Loja canton

Edison Ramiro Vásquez¹ 
Gabriela Natali Abad-Calva² 
Jandry Fernando Moreno-Cruz³ 

1. Docente-Investigador de la Carrera de Ingeniería Agrícola, Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

2. Ingeniera Agrícola, Loja-Ecuador

3. Ingeniero Agrícola, Loja-Ecuador

*Autor para correspondencia: edison.vasquez@unl.edu.ec

RECIBIDO: 19/10/2024

ACEPTADO: 29/12/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

La agricultura convencional utiliza fertilizantes minerales solubles para incrementar la productividad de los cultivos, pero su uso excesivo ha generado importantes problemas ambientales, como la eutrofización, la contaminación de aguas subterráneas, la polución atmosférica, la erosión del suelo y la pérdida de biodiversidad. Con el fin de evaluar alternativas más sostenibles, se llevó a cabo un experimento en la parroquia Carigán, cantón Loja, para evaluar el impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.). El estudio se diseñó con bloques al azar, tres réplicas y cuatro tratamientos: aplicación combinada edáfica y foliar de lixiviado, aplicación únicamente edáfica, foliar y un testigo. Los resultados demostraron que la aplicación combinada edáfica y foliar del lixiviado de raquis de banano fue la más efectiva, obteniéndose plantas con 24,7 cm de altura, 26 mm de diámetro de tallo, 27 hojas por planta y un rendimiento de 273 g/planta. Estos hallazgos subrayan el potencial del lixiviado de raquis de banano como una alternativa viable y sostenible frente a los fertilizantes químicos, con la capacidad de aumentar la productividad agrícola sin afectar la salud del suelo ni incrementar el uso de agroquímicos. Su aplicación podría replicarse en otras zonas agrícolas, optimizando el rendimiento y la calidad de los cultivos de lechuga.

Palabras clave: agricultura ecológica, biofertilizante de banano, bacterias benéficas, promotores de crecimiento

ABSTRACT

Conventional agriculture uses soluble mineral fertilizers to increase crop productivity, but their excessive use has caused significant environmental issues, such as eutrophication, groundwater contamination, atmospheric pollution, soil erosion, and biodiversity loss. To explore more sustainable alternatives, an experiment was carried out in the Carigán parish, Loja canton, to assess the impact of banana rachis leachate on the cultivation of lettuce (*Lactuca sativa* L.). The study was designed with randomized blocks, three replicates, and four treatments: combined soil and foliar application of leachate, only soil application, foliar application, and a control. The results showed that the combined soil and foliar application of banana rachis leachate was the most effective, resulting in plants with a height of 24.7 cm, a stem diameter of 26 mm, 27 leaves per plant, and a yield of 273 g/plant. These findings underscore the potential of banana rachis leachate as a viable and sustainable alternative to chemical fertilizers, capable of enhancing agricultural productivity without harming soil health or increasing agrochemical use. Its application could be replicated in other agricultural areas, optimizing both yield and quality in lettuce crops.

Keywords: organic farming, banana biofertilizer, beneficial bacteria, growth promoters

INTRODUCCIÓN

La gestión de los residuos agrícolas representa uno de los principales desafíos para lograr una producción ambientalmente sostenible. Entre estos desechos, destaca el raquis de banano, que constituye la estructura de soporte de los frutos. Este subproducto es uno de los más abundantes en las zonas tropicales y, debido a su estructura fibrosa, presenta dificultades para su descomposición. Además, posee un alto potencial nutricional, lo que resalta su importancia para el desarrollo de estrategias de aprovechamiento sostenible (Aristizábal y Jaramillo, 2010). Ecuador, como uno de los mayores productores mundiales de banano (CFN, 2022), tiene en la provincia de Los Ríos su principal centro productivo, aportando el 31,81 % del total nacional. Según Segarra (2022), cada nueve meses, las plantaciones de banano generan más de 40 millones de toneladas métricas de residuos, incluido el raquis. La adecuada gestión de estos desechos es crucial debido al impacto ambiental potencialmente negativo que su incorrecta disposición podría generar.

El lixiviado del raquis de banano es un subproducto resultante de la descomposición biológica de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas, o por la percolación del agua a

través de los residuos en proceso de degradación (Meneses et al., 2010). Este lixiviado contiene nutrientes esenciales como nitrógeno, potasio y diversos micronutrientes aprovechables por los cultivos, promoviendo un crecimiento más sostenible y mejorando las propiedades físicas y químicas del suelo (Caicedo et al., 2020).

En este sentido, la aplicación del lixiviado de raquis de banano en cultivos hortícolas, como la lechuga (*Lactuca sativa* L.), es una estrategia potencialmente viable para mejorar la fertilidad de los suelos, reducir la dependencia de fertilizantes químicos y reutilizar subproductos agrícolas. La lechuga, una de las hortalizas de mayor consumo a nivel mundial, es un cultivo de ciclo corto con alta demanda de nutrientes, especialmente nitrógeno y potasio, los cuales están presentes en el lixiviado del raquis de banano y pueden favorecer su crecimiento y desarrollo (Meneses et al., 2010). En este contexto, el raquis de banano se presenta como una fuente potencial de nutrientes para la producción de lechuga en sistemas agrícolas sostenibles.

En el cantón Loja, el uso de agroquímicos en el sector agrícola es considerable, según estadísticas reportadas por Pozo (2017) y GADP-LOJA (2019) el 65,6 % en la agricultura familiar, 57,7 % en

medianos productores y 65,7 % en la agricultura empresarial. La agricultura familiar en este territorio produce hortalizas que requieren altos niveles de nitrógeno para su desarrollo (Mendieta, 2003); sin embargo, los suelos locales presentan un bajo contenido de este nutriente (0,07 a 0,13 %), lo que hace necesaria la implementación de alternativas económicas y orgánicas para incrementar los niveles de nitrógeno en el suelo (Guamán y Yaguana, 2010).

Este estudio busca evaluar el efecto del lixiviado del raquis de banano sobre el crecimiento y rendimiento de la lechuga, con el fin de promover modelos de economía circular y fomentar el desarrollo agrícola sostenible en zonas rurales.

Se espera que los resultados contribuyan al conocimiento sobre el aprovechamiento de residuos orgánicos en la agricultura local y fomenten prácticas sostenibles que beneficien tanto a los agricultores como al medio ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo experimental se realizó en la parroquia urbana Carigán, cantón y provincia de Loja, a 5,5 km de la ciudad de Loja, en las coordenadas 3° 57' 32" S y 79° 14' 45" O (Figura 1), a una altitud de 2 248 m s.n.m., humedad relativa del 78 %, precipitación anual de 900 a 2 000 mm y temperatura promedio de 15 °C.

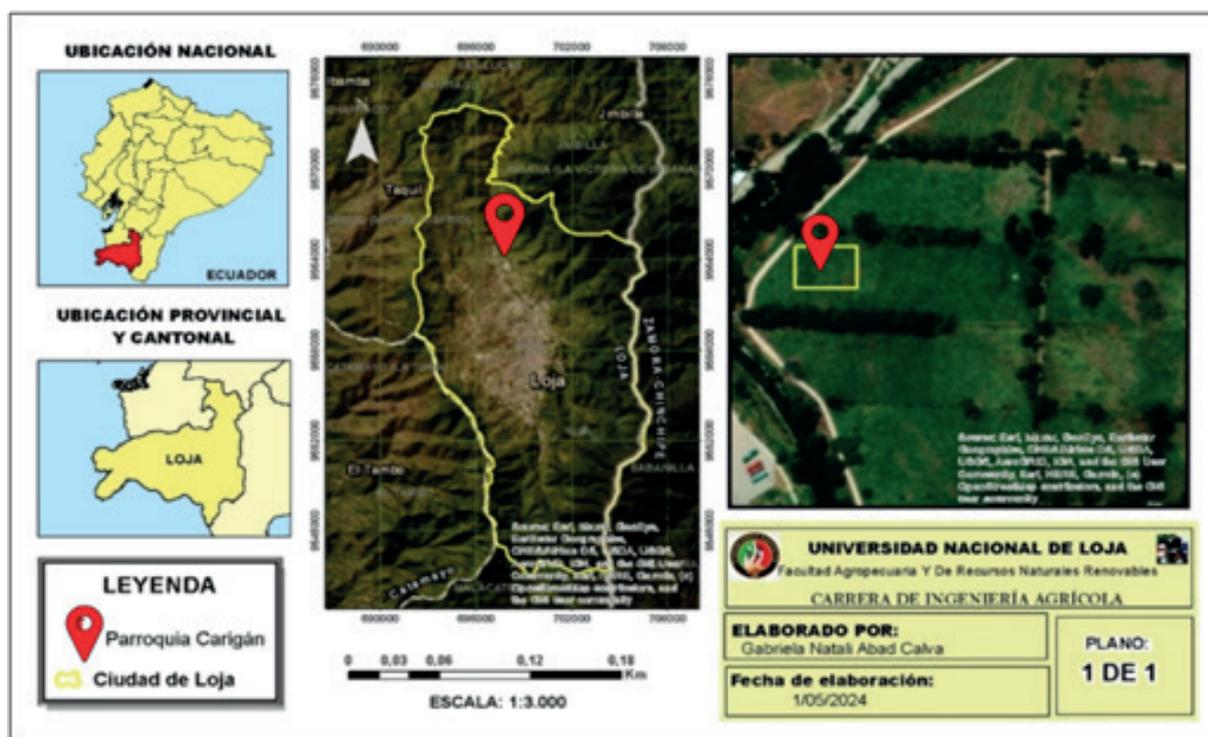


Figura 1. Ubicación de la parroquia Carigán, cantón y provincia de Loja.

Para evaluar el impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga cressa (*Lactuca sativa* L), se implementó un diseño experimental de bloques al azar con tres réplicas y cuatro tratamientos: se aplicó 58 ml/L cada 15 días de forma combinada edáfica y foliar, edáfica, foliar y

un testigo, dosis calculadas con base en el análisis fisicoquímico del suelo (Tabla 1), requerimientos del cultivo y cantidad de nutrientes disponibles en el lixiviado de raquis de banano elaborado en Vinces, Provincia de Los Ríos (Tabla 2).

Tabla 1. Características y químicas del suelo del sector Carigán

Textura	pH	MO	CIC	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Zn	Cu	B
	H ₂ O	%	meq/100 g										
Fco-Ao	5,30	4,24	16,10	160,2	70,4	6 248	1 872	108	15,4	5,4	4,7	3,9	0,2
	MeAc	M	M	A	A	A	A	A	M	M	M	M	B

MeAc: Medianamente ácido, A: alto, M: medio, B: bajo

Fuente: Laboratorio de la UNL, noviembre 2023 (textura, pH, MO, CIC)

Laboratorio del INIAP, noviembre 2023 (N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Zn, Cu,B)

Tabla 2. Análisis químico del lixiviado de raquis de banano elaborado en Vinces, Provincia de los Ríos

pH	mg/L									
	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Fe	Mn	Zn
5,3	245	183	14 000	54	32	71	1,1	4,2	2,2	0,3

Fuente: Laboratorio de Alemania, 2021

Cada unidad experimental consistió en 50 unidades básicas, con una distancia de 0,30 m entre planta y 0,30 m entre hileras. Se trasplantaron plántulas de 5,0 a 6,7 cm de alto y de tres a cuatro hojas. Durante el periodo de enero a febrero de 2024 se registraron las variables agronómicas: altura de planta, número de hojas por planta, diámetro del tallo y rendimiento a los 50 días y 65 días para el testigo. Se aplicó un análisis de varianza y, para discriminar las medias entre tratamientos, se utilizó la prueba de rangos múltiples de Duncan con un nivel de significancia de 0,05, utilizando el software *InfoStat*, versión estudiantil (Di Rienzo, et al., 2020).

Para el riego se utilizó agua entubada del sector Carigán, la cual presentó un pH de 5,95, conductividad eléctrica media de 2,15 mS/cm, el agua se caracterizó como moderadamente dura con 11,1 °dH.

RESULTADOS

Las condiciones climáticas en el sector Carigán registradas de enero a febrero de 2024 fueron: temperatura media mensual de 21 °C, humedad

relativa de 78 % y precipitación media mensual de 85 mm.

Altura de las plantas de lechuga

El modelo de regresión lineal (Figura 2) reveló un incremento diario en la altura de las plantas de 0,37 cm con la aplicación combinada foliar y edáfica del lixiviado de raquis de banano, 0,28 cm con la aplicación edáfica, 0,23 cm con la aplicación foliar y 0,21 cm en el grupo testigo.

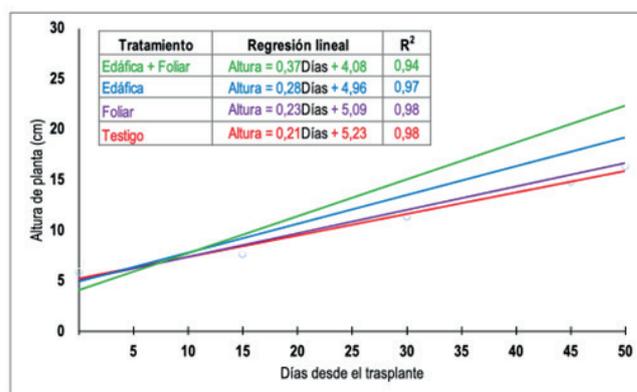


Figura 2. Modelo de regresión lineal para altura de planta de lechuga.

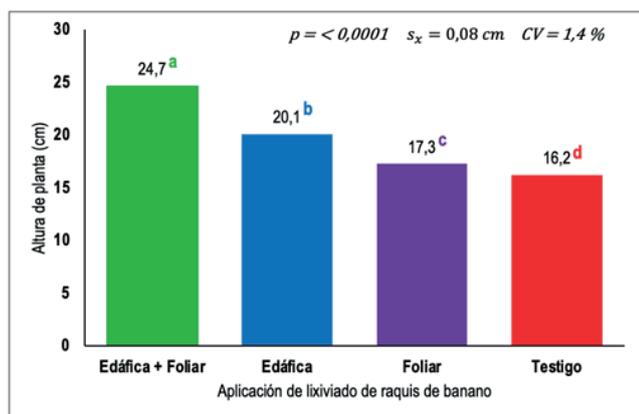


Figura 3. Altura de planta de lechuga.

Se observó una diferencia significativa en la altura de las plantas de lechuga entre las distintas aplicaciones del lixiviado de raquis de banano, tanto en la aplicación foliar como en la edáfica, en comparación con el grupo testigo (Figura 3). La mayor altura de las plantas se alcanzó con la aplicación combinada foliar y edáfica.

Diámetro del tallo de las plantas de lechuga

El modelo de regresión lineal (Figura 4) mostró un incremento diario en el diámetro del tallo de las plantas de lechuga, en dependencia de forma de aplicación: 0,39 mm con la aplicación combinada foliar y edáfica del lixiviado de raquis de banano, 0,35 mm con la aplicación edáfica, 0,24 mm con la aplicación foliar y 0,22 mm en el tratamiento testigo.

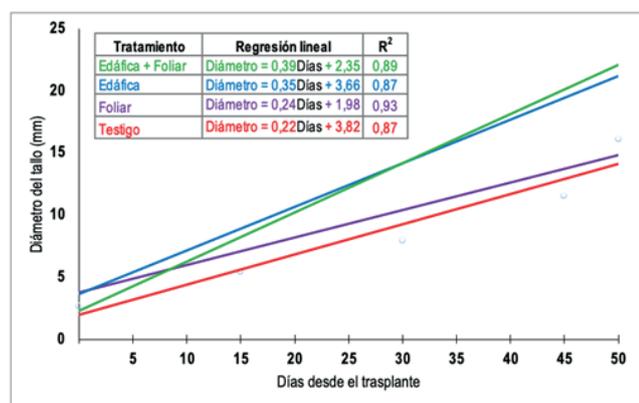


Figura 4. Modelo de regresión lineal para el diámetro del tallo de lechuga.

Se encontraron diferencias significativas en el diámetro del tallo de las plantas de lechuga entre los tratamientos con lixiviado y el testigo (Figura 5). El mayor diámetro del tallo se obtuvo con la aplicación combinada foliar y edáfica.

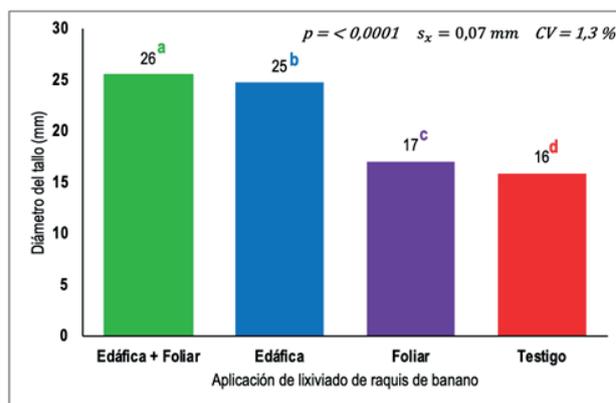


Figura 5. Diámetro del tallo de plantas de lechuga.

Número de hojas por planta

Es evidente la diferencia en el número de hojas por planta de lechuga entre las aplicaciones del lixiviado de raquis de banano y el tratamiento testigo (Figura 6). El mayor número de hojas por planta se logró con la aplicación combinada foliar y edáfica.

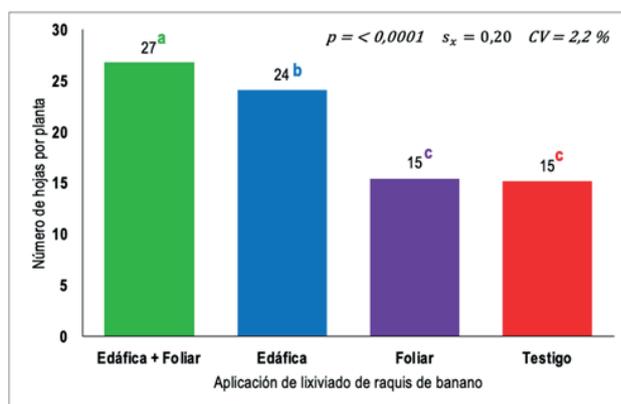


Figura 6. Número de hojas por plantas de lechuga.

Rendimiento de lechuga

Se observó una diferencia significativa en el rendimiento de lechuga entre las distintas aplicaciones del lixiviado de raquis de banano en

comparación con el tratamiento testigo (Figura 7). El rendimiento más alto se obtuvo con la aplicación combinada, tanto foliar como edáfica.

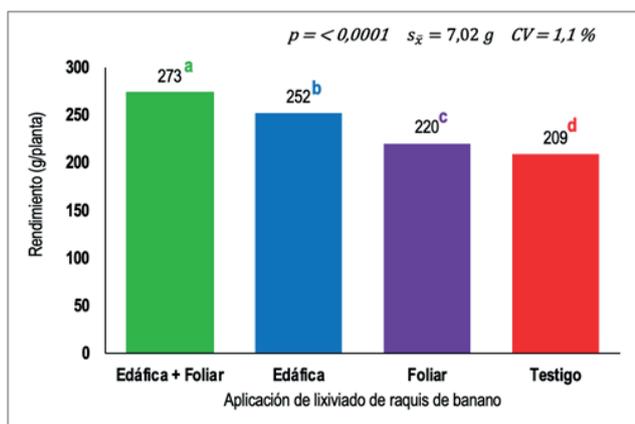


Figura 7. Rendimiento de lechuga

DISCUSIÓN

El sector Carigán con promedio de temperatura de 17 °C, presenta un suelo de textura franco-arenosa ya pH de 5,30, lo que lo clasifica como moderadamente ácido. Además, posee un alto contenido de materia orgánica, así como de macro y microelementos (Tabla 1), características que difieren de las reportadas por Muñoz et al. (2017), quienes observaron un pH de 6,0 a 6,5. Estos autores sugieren aplicar entre 4 y 6 g/m² de materia orgánica, además de 200 kg/ha de nitrógeno y 50 kg/ha de fósforo. Japón-Quintero (1977) añade que la lechuga prospera en suelos ligeros, bien drenados y ricos en materia orgánica, con una temperatura óptima de entre 15 y 20 °C.

Es importante tener en cuenta que la zona presenta un pH moderadamente ácido, lo que puede dificultar la absorción de nutrientes esenciales como calcio, magnesio y fósforo (Shaver, 2014). Varios estudios han demostrado que un pH del suelo inferior a 5,5 reduce significativamente la disponibilidad de estos nutrientes. Fageria y Nascente (2019) corroboran esta afirmación, observando que la disponibilidad de estos elementos puede disminuir entre 30 y 50 % en diversos cultivos, incluidas las hortalizas. En el

caso del experimento con lechuga, es probable que el cultivo no haya podido absorber entre el 30 y 50 % de estos nutrientes, a pesar de su elevada concentración en el suelo, debido al pH ácido (5,3).

Lixiviado de raquis de banano

Aristizabal y Jaramillo (2010) destacan que el raquis del plátano, conocido también como tallo, pinzote o vástago, es una de las partes con mayor potencial nutricional. Su contenido puede ser elevado, aunque varía según la fertilidad del suelo y la disponibilidad de nutrientes. Según Meneses et al. (2010), el lixiviado se define como el líquido residual que se genera a partir de la descomposición biológica de materia orgánica o biodegradable, ya sea en condiciones aeróbicas o anaeróbicas, o como resultado de la percolación del agua a través de los residuos en proceso de degradación.

Reyes-Rodríguez et al. (2018) informan que del raquis se obtienen lixiviados que contienen ácidos húmicos y fúlvicos, utilizados eficazmente en el control de enfermedades fúngicas en cultivos como tomate, rosas y plátano. Estos lixiviados están compuestos por materia orgánica parcialmente descompuesta, microorganismos benéficos y un alto contenido de nutrientes, especialmente potasio. Además, se ha identificado la presencia de bacterias del tipo Gram+, pertenecientes al género *Bacillus*, como *Bacillus subtilis*, conocidas por sus propiedades promotoras del crecimiento (Corrales et al., 2010). Estas bacterias producen fitohormonas como citocininas y giberelinas (Glick, 2012) y ejercen efectos beneficiosos mediante la producción de metabolitos secundarios, así como una mayor resistencia al estrés biótico y abiótico, facilitando la absorción de nutrientes del suelo (Calvo y Zúñiga, 2010). También se identificaron algunas bacterias en forma de cocos que actúan como saprófitos, alimentándose de material sólido en lugar de sustancias disueltas, y no se detectó la presencia de hongos en los lixiviados analizados (Blanco et al., 2013).

Los lixiviados se consideran biofertilizantes que promueven y estimulan el crecimiento y desarrollo óptimo de los cultivos (Roldán, 2008). Entre sus principales beneficios destacan la promoción del desarrollo foliar, la estimulación de la floración y la fructificación, la mejora en el enraizamiento y la aceleración del crecimiento de brotes. Además, su fuerte olor actúa como un eficaz repelente de plagas. En este estudio, el pH del lixiviado de raquis de banano fue de 5,3, un valor moderadamente ácido y similar al del suelo. Estos resultados son inferiores a los reportados por Chávez-Estudillo et al. (2017), quienes encontraron lixiviados con un pH básico de 10,2, mientras que Álvarez et al. (2013) también reportaron lixiviados con pH básico de 8,58. Estas variaciones en la calidad de los lixiviados pueden atribuirse al manejo agrícola, especialmente en lo relacionado con la fertilización, así como a factores como el protocolo de producción y el tiempo de curado del material, lo que influye directamente en la calidad del raquis utilizado.

El lixiviado de raquis de banano (Tabla 2) mostró altos contenidos de macronutrientes como N, P, K, Ca, Mg y S, mientras que los niveles de micronutrientes como B, Fe, Mn y Zn fueron bajos. Estos resultados son inferiores a los reportados por Chávez-Estudillo et al. (2018), pero coinciden con los obtenidos por Álvarez et al. (2013). Las diferencias observadas pueden atribuirse a factores como el nivel de turgencia del raquis, la época del año en que se recolecta y la calidad del material utilizado.

Efecto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga

Altura de planta

A los 50 días después del trasplante (Figura 3), se registró la mayor altura de planta de lechuga, (24,7 cm) con aplicación combinada foliar y edáfica del lixiviado de raquis de banano. Este valor se encuentra dentro del rango de 20 a 25 cm indicado por Agrosad (2024) en su ficha técnica. Además, López y Frezza (2022) reportaron

resultados similares, observando un crecimiento de 20 a 30 cm en la altura de la lechuga cressa entre los 60 y 70 días tras el trasplante. Por otro lado, Martínez et al. (2015) registraron una altura de 39,93 cm en plantas de lechuga a las doce semanas (84 días) después del trasplante en suelos con fertilización convencional bajo invernadero. Asimismo, Blanco et al. (2013) informan que el uso de lixiviados de plátano al 10 % incrementa la altura, el número de hojas, la longitud total y el peso fresco y seco de las raíces en más del 50 % en plantas de plátano en condiciones de vivero.

La densidad de plantación fue de 111 111 plantas/ha, según las recomendaciones del proveedor Agrosad (2024); parámetros que corresponden a las superficies indicadas por el Instituto de Desarrollo Agropecuario de Chile (2017), que recomienda distancias de plantación entre 0,20 y 0,15 m para obtener entre 100 000 y 120 000 plantas/ha. Además, se recomienda variar las distancias entre hileras entre 0,30 y 0,24 m para regular las poblaciones y obtener plantas de más de 350 g, considerado el mejor peso comercial. Por otro lado, los parámetros recomendados por Lardizábal (2014) son algo diferentes, ya que proponen una densidad de plantación más variada en función de la época del año. En época de lluvias, por razones higiénicas, se recomienda aumentar la distancia entre plantas, con un espaciamiento de 0,25 m x 0,25 m, para una densidad de 80 000 plantas/ha. En verano, en cambio, se recomienda espaciar las plantas 0,21 m x 0,21 m, para una densidad de 95 238 plantas por hectárea, con una separación entre camas de 1 a 1,05 m.

La densidad de plantación utilizada fue de 111 111 plantas/ha, siguiendo las recomendaciones del proveedor (Agrosad, 2024), alineadas con las indicaciones del Instituto de Desarrollo Agropecuario de Chile (2017), que sugiere distancias de plantación de 0,15 a 0,20 m para obtener de 100 000 a 120 000 plantas/ha. Asimismo, se aconseja variar las distancias entre hileras de 0,24 a 0,30 m para regular la población de plantas y alcanzar pesos superiores a 350 g, considerados ideales para el mercado.

En contraste, Lardizábal (2014) recomienda una densidad de plantación ajustada según la época del año. Durante la temporada de lluvias, para reducir riesgos higiénicos, sugiere aumentar la distancia entre plantas a 0,25 m x 0,25 m. En verano, se propone un espaciamiento de 0,21 m x 0,21 m.

Diámetro del tallo y número de hojas por planta

En relación con el diámetro del tallo y el número de hojas por planta, los mejores resultados se obtuvieron mediante la aplicación combinada foliar y edáfica del lixiviado de raquis de banano. El diámetro del tallo alcanzó los 26 mm (Figura 5), superando los 20 mm reportados por Cale (2023), quien aplicó 130 ppm de N a 546 kg/ha de nitrógeno total en una solución nutritiva con pH alcalino de 7,5. Cale señala que este valor pudo ser inferior debido a que la concentración de la solución nutritiva no siempre se mantuvo constante y el pH alcalino limitó la absorción de nitrógeno.

En cuanto al número de hojas por planta, con la aplicación combinada de lixiviado se registraron 27 hojas por planta a los 50 días después del trasplante (Figura 6). Estos resultados superan los de Gómez-Santos et al. (2013), quienes obtuvieron 22 hojas por planta a los 60 días con fertilización convencional. Martínez et al. (2015) informaron de 45 hojas por planta bajo condiciones de fertilización convencional en invernadero a las 11 semanas (77 días). El Instituto de Desarrollo Agropecuario de Chile (2017) sugiere que las lechugas deben contar con entre 30 y 35 hojas al momento de la cosecha, con una fertilización recomendada de 300 kg de N, 30 a 50 kg de P, 100 a 150 kg de K y 80 kg de K por hectárea.

Rendimiento de lechuga

Con la aplicación combinada de lixiviado de raquis de banano, tanto edáfica como foliar, se obtuvo un rendimiento de 273 g/planta, lo que equivale a 30,37 t/ha con una densidad de 111 111 plantas/ha (Figura 7). Este rendimiento es superior a las

18,00 t/ha reportadas por Planeta Semillas (2024) y a las 12,62 t/ha mencionadas por Calle-Herrera (2022). Medina (2019) registró valores que oscilan entre 30,92 t/ha y 43,79 t/ha (231 a 328 g/planta) con un espaciamiento entre hileras de 25 x 40 cm y una densidad de 133 333 plantas/ha. Por su parte, Ortiz-Villavicencio (2023) alcanzó 16,11 t/ha con una solución química completa.

En el sector Carigán, las lechugas tratadas con lixiviado de raquis de banano se cosecharon a los 50 días, mientras que en el tratamiento testigo la cosecha se realizó a los 65 días, lo que pone en evidencia el efecto positivo del lixiviado en el rendimiento y el ciclo de cultivo. Aunque los resultados son prometedores, es posible que el impacto del lixiviado dependa tanto del tiempo de cultivo como de las condiciones específicas del suelo y el control del proceso de lixiviado.

El lixiviado de raquis de banano ha demostrado ser una alternativa viable y sostenible a los fertilizantes químicos convencionales, con un claro potencial para aumentar la productividad sin comprometer la salud del suelo ni requerir un mayor uso de agroquímicos. Su aplicación representa una estrategia eficiente para mejorar tanto el rendimiento como la calidad del cultivo de lechuga en el sector Carigán, y los resultados obtenidos sugieren que este enfoque podría ser replicable en otras zonas agrícolas con condiciones similares.

CONCLUSIONES

En general, los resultados de este estudio confirman que el lixiviado de raquis de banano promovió un crecimiento rápido y vigoroso de las plantas de lechuga, permitiendo adelantar la cosecha a los 50 días frente a los 65 días necesarios en el tratamiento testigo. Este aspecto es clave para mejorar la eficiencia productiva y optimizar el uso de recursos en el sistema agrícola del sector Carigán.

El lixiviado de raquis de banano aportó nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo, potasio y calcio, favoreciendo el desarrollo de la planta,

Vásquez, E., Abad-Calva, G., Moreno-Cruz, J. (2025). Impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en la parroquia Carigán, cantón Loja. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 81-91. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2343>

especialmente en términos de altura, diámetro del tallo y número de hojas. Además, la presencia de bacterias benéficas en el lixiviado, como *Bacillus subtilis*, contribuyeron a mejorar la absorción de nutrientes y la resistencia de las plantas a condiciones de estrés.

La reutilización de los tallos de plátano para la producción de lixiviados contribuye a la reducción de residuos agrícolas y disminución de los impactos ambientales negativos derivados de su tratamiento inadecuado. Además, este enfoque fomenta una agricultura sostenible al reducir la dependencia de fertilizantes químicos sintéticos, conocidos por sus efectos adversos sobre el medio ambiente y la salud humana.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

E.R.V. responsable del proceso de investigación, análisis de información y redacción del manuscrito. G.N.A.C. Recopilación de información, análisis de datos y redacción del manuscrito. J.F.M.C. Análisis de datos y redacción del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

Agrosad. (2024). *Marca: bonanza seeds: lechuga crespa great lakes 366*. Recuperado de <https://agrosad.com.ec/index.php/linea-agricola/semillas/marca-bonanza-seeds/lechuga-crespa-great-lakes-366-detail>

Álvarez, E., Pantoja, A., Ceballos, G., y Gañan, Lenderson. (2013). *Producción de lixiviado de raquis de plátano en el Eje Cafetero de Colombia*. 6. https://www.fao.org/alc/file/media/pubs/2013/PRODUCCION_DE_LIXIVIADOS_DE_RAQUIS_RTb_sep2013.pdf

Aristizábal, L. M., y Jaramillo, J. C. (2010). *Identificación y descripción de las etapas de crecimiento del plátano Dominicano Hartón (Musa AAB)*. 8(2). <https://revistas.udca.edu.co/index.php/ruadc/article/view/831/946>

Blanco, G., Linares, B., Hernández, J., M., Rincón, A., Ortega, R., Medina, E., Hernández, L., y Morillo, J. (2013). Caracterización química de lixiviados de pseudotallos y láminas foliares de

plátano «Hartón» en el estado Yaracuy. *Agronomía Tropical*, 63(3-4), 121-134. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2013000200002&lng=es&tlng=es.

Caicedo, W., Viáfara, D., Pérez, M., Alves Ferreira, F. N., Rubio, G., Yanza, R., Caicedo, M., Caicedo, L., Valle, S., y Motta Ferreira, W. (2020). Características químicas del ensilado de raquis de plátano (*Musa paradisiaca*) y banano orito (*Musa acuminata* AA) tratado con suero de leche y urea. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 31(4), e19035. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1609-91172020000400005

Calle-Herrera, Y. A. (2022). *Generación y aprovechamiento de nitrógeno bien expresado a partir de la asociación simbiótica azolla-anabaena en el cultivo de lechuga (Lactuca sativa L.) en la parroquia Vilcabamba, cantón y provincia de Loja* [bachelorThesis, Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/handle/123456789/25873>

Calvo, P., y Zúñiga, D. (2010). Caracterización fisiológica de cepas de *Bacillus* spp. Aisladas de la rizósfera de papa (*Solanum tuberosum*). *Ecología Aplicada*, 9(1), 31-39. http://rg.peorg.peorg.pe/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1726-22162010000100004&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Castaño, Á. M., Aristizábal, M., y González, H. (2012). Requerimientos hídricos del plátano dominico- hartón (*Musa AAB* Simmonds) en la región santágueda (Palestina, Caldas). *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 15(2), Article 2. <https://doi.org/10.31910/rudca.v15.n2.2012.831>

Chávez-Estudillo, V., Valencia-Ordoñez, A., Córdova-Nieto, C., Flores Estévez, N., Jarillo-Rodríguez, J., y Noa Carrazana, J. C. (2017). *Lixiviados de raquis de plátano: obtención y usos potenciales*. *cuadernos de biodiversidad*, 53. <https://cuadernosdebiodiversidad.ua.es/article/view/2017-n53-lixiviados-de-raquis-de-platano>

Corporación financiera nacional-CFN. (2022). *Agricultura e industria manufacturera febrero 2022 cultivo de bananos y plátanos. Venta al por mayor de banano y plátano*. <https://www.cfn.fin.ec/wp-content/uploads/downloads/biblioteca/2022/fichas-sectoriales-1-trimestre/Ficha-Sectorial-Banano.pdf>

- Vásquez, E., Abad-Calva, G., Moreno-Cruz, J. (2025). Impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en la parroquia Carigán, cantón Loja. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 81-91. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2343>
- Corrales, L. C. (2010). *Evaluación del efecto biocontrolador de Bacillus spp., frente a Fusarium spp., bajo condiciones de invernadero en Rosmarinus officinalis l.* Revista nova, 8(13). <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/nova/article/view/440>
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Erazo, M., Prado, E., Cervantes, A., y Vite, H. (2021). *Análisis de regulación del precio de la caja de banano en ecuador período.* 4, 8. <https://remca.umet.edu.ec/index.php/REMCA/article/download/429/449>
- Fageria, N., y Nascente, S. (2019). *Acidez del suelo y encalado en la producción de cultivos* (Vol. 31). <http://www.cia.ucr.ac.cr/sites/default/files/2021-09/01%20Acidez%20y%20encalado%20de%20suelos%2C%20libro%20por%20%20J%20Espinosa%20y%20E%20Molina.pdf>
- GADP-LOJA. (2019). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de la provincial de Loja 2015 -2025.* <https://prefectura.loja.gob.ec/documentos/lotaip/2019/PDOT-2019.pdf>
- Glick B. R. (2012). *Plant growth-promoting bacteria: mechanisms and applications.* Scientifica, 963401. <https://doi.org/10.6064/2012/963401>
- Gómez-Santos, A. A., Orozco, J., y Valdespino, R. A. (2024). Trips (Insecta: Thysanoptera) asociados a cebolla, lechuga, chile dulce y malezas asociadas en El Zamorano, Honduras. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 25(1), Article 1. https://doi.org/10.21930/rcta.vol25_num1_art:3447
- Guáman, J., y Yaguana, M. (2010). XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo |Manualzz.com, 12 <https://repositorio.iniap.gob.ec/bitstream/41000/2514/1/iniapsc349m.pdf>
- Instituto nacional de investigaciones agropecuarias -INIAP. (2022). *Toma de muestras de suelo y agua.* <https://www.gob.ec/iniap>
- Instituto de Desarrollo Agropecuario de Chile. (2017). Manual de producción de LechugaContent.pdf. 374. <https://biblioteca.inia.cl/items/c34a4afb-c5f5-4a91-a501-9db2bc6905e9>
- Japón-Quintero, J. (1977). La lechuga. Ministerio de Agricultura, Publicaciones de Extensión Agraria. https://books.google.com.ec/books/about/La_lechuga.html?id=HjLJAAAACAAJ&redir_esc=y
- Lardizábal, R. (2014). Manual de producción de lechuga. 46. https://agronomosabiocom.wordpress.com/wp-content/uploads/2018/02/acceso_publicacion_manual_lechuga_nov-2014_oficial.pdf
- López, M., y Frezza, D. (2022). Lechuga. Fichas técnicas regionales. Tucumán (Primera, pp. 77-79). https://www.researchgate.net/publication/364305743_Lechuga_Fichas_tecnicas_regionales_Tucuman
- Martínez, G., Lara, A., Padilla, L., Flores, M., Avelar, J., y Llamas, J. (2015). Evaluación técnica y financiera del cultivo de lechuga en invernadero, como alternativa para invierno. En ResearchGate (Vol. 33). https://www.researchgate.net/figure/Figura-1-Altura-de-planta-de-tres-variedades-de-lechuga-cultivadas-en-invernadero-en_fig1_317437793
- Medina, S. V. (2019). L.) CV. *Evaluación de la mezcla de sustratos en un cultivo de lechuga (Lactuca sativa L.) var. Verónica.* <https://revistas.unicordoba.edu.co/index.php/temasagrarios/article/view/1776>
- Meneses, M. M., Agatón, L. L., Gutiérrez, L. F. M., Mendieta, L. E. G., y Botero, J. D. (2010). *Aprovechamiento industrial de residuos de cosecha y poscosecha del plátano en el Departamento de Caldas.* *Revista Educación en Ingeniería*, 5(9), Article 9. <https://doi.org/10.26507/rei.v5n9.14>
- Mendieta, L. (2003). *Análisis multitemporal de los sistemas productivos del suroccidente de la provincia de Loja.* [FUNDACION HEIFER ECUADOR]. <http://www.heifer-ecuador.org/wp-content/uploads/2018/03/8.-Analisis-Multitemporal-de-sistemas-productivos-Loja.pdf>
- Muñoz, C., Peña, G., y Martínez-Lagos, J. (2017). *Cultivo de lechuga para Chiloé y Patagonia Verde (Lactuca sativa L.).* <https://hdl.handle.net/20.500.14001/4798>
- Ortiz-Villavicencio, H. A. (2023). *Producción agroecológica de lechuga (Lactuca sativa L.) en condiciones hidropónicas con la aplicación de biofertilizantes resultado de la simbiosis*

Vásquez, E., Abad-Calva, G., Moreno-Cruz, J. (2025). Impacto del lixiviado de raquis de banano en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en la parroquia Carigán, cantón Loja. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 81-91. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2343>

Azolla Anabaena y lixiviado de raquis de banano [bachelorThesis, Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/handle/123456789/27580>

Planeta semillas (2024). (2024). Marca: bonanza seeds: *lechuga crespa great lakes 366*. Recuperado de [https://Planeta semillas \(2024\) .com.ec/index.php/linea-agricola/semillas/marca-bonanza-seeds/lechuga-crespa-great-lakes-366-detail](https://Planeta%20semillas.com.ec/index.php/linea-agricola/semillas/marca-bonanza-seeds/lechuga-crespa-great-lakes-366-detail)

Pozo, K. (2017). *Incidencia de la variación de los precios financieros y de eficiencia de los fertilizantes químicos en la estructura de costos de producción y en la rentabilidad de los cultivos de arroz, maíz duro, quinua, banano y caña de azúcar*. Periodo 2013-2016. [Pontificia Universidad Católica Del Ecuador]. <http://repositorio.puce.edu.ec/bitstream/handle/22000/14242/TESIS%20FINAL%20DICI%20EMBRE.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Reyes-Rodríguez, R., Guridi-Izquierdo, F., y Valdés-Carmenate, R. (2018). *El manejo del suelo modifica a sus ácidos húmicos y la disponibilidad*

de metales pesados. *Cultivos Tropicales*, 39(2), Article 2. <https://ediciones.inca.edu.cu/index.php/ediciones/article/view/1440>

Roldán, A. (2008). *Producción y uso del biol*. https://repositorio.inia.gob.pe/bitstream/20.500.12955/115/1/Uso_Biol_Lima_2008.pdf

Segarra, M. P. (2022). *Catálogo de uso de los residuos de la planta de banano, economía circular y su potencial en el cambio de la industria bananera en el Ecuador* [bachelorThesis, Quito: Universidad Tecnológica Indoamérica]. <https://repositorio.uti.edu.ec/handle/123456789/4774>

Shaver, T. (2014). *Nutrient Management for agronomic crops in Nebraska*. <https://extensionpubs.unl.edu/publication/ec155/pdf/view/ec155-2023.pdf>

Efecto del nitrógeno bien expresado en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.) en el cantón Catamayo, provincia de Loja

Effect of well-expressed nitrogen on corn (*Zea mays* L.) cultivation in Catamayo canton, Loja province

Edison Ramiro Vásquez^{1*} 
Daniel Aguinosa-Jiménez² 
Nohely Espinosa-Palacios³ 

1. Docente-Investigador de la Carrera de Ingeniería Agrícola, Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

2. Ingeniero Agrícola, Loja-Ecuador

3. Ingeniera Agrícola, Loja-Ecuador

*Autor para correspondencia: edison.vasquez@unl.edu.ec

RECIBIDO: 11/09/2024

ACEPTADO: 28/12/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

En contraste con los métodos convencionales de producción, surge la agricultura biogénica o generadora de vida como una alternativa para alcanzar bienestar, prosperidad y libertad. Un ejemplo de esta práctica es el uso de *Azolla* en simbiosis con la cianobacteria *Anabaena azollae*, capaz de fijar nitrógeno atmosférico y convertirlo en formas asimilables por las plantas, constituyéndose así en una fuente importante de nitrógeno para los cultivos de la agricultura familiar campesina. Con el objetivo de evaluar el efecto del nitrógeno bien expresado proporcionado por *Azolla* en el cultivo de maíz INIAP-182 “Almendral”, se llevó a cabo un experimento en la parroquia San Pedro de la Bendita, cantón Catamayo, utilizando un diseño experimental de bloques al azar con tres réplicas y cinco tratamientos: biomasa de *Azolla*, aplicación foliar de NitrAgua, riego con NitrAgua, fertilizante convencional (urea) y un grupo control (testigo). Los mejores resultados se obtuvieron con la aplicación de nitrógeno bien expresado a partir de biomasa de *Azolla filiculoides*, logrando una altura de planta de 162,4 cm, un diámetro de tallo de 4,7 cm, 15 hojas por planta, mazorcas de 22,2 cm de longitud, 599 granos por mazorca y un rendimiento de 15,53 t/ha. *Azolla filiculoides* se presenta como una alternativa viable y económica como biofertilizante en el cultivo de *Zea mays* L., ya que contribuye a mejorar las propiedades fisicoquímicas del suelo debido a su alto contenido de nitrógeno disponible y su rápida descomposición.

Palabras clave: agricultura biogénica, *azolla*, biofertilizantes, NitrAgua, nutrientes del suelo, cianobacteria, maíz INIAP-182 “Almendral”.

ABSTRACT

In contrast to conventional production methods, biogenic or life-generating agriculture emerges as an alternative to achieve well-being, prosperity, and freedom. An example of this practice is the use of *Azolla* in symbiosis with the cyanobacterium *Anabaena azollae*, which is capable of fixing atmospheric nitrogen and converting it into forms assimilable by plants, thus becoming an important source of nitrogen for smallholder family farms. To evaluate the effect of well-expressed nitrogen provided by *Azolla* on the INIAP-182 “Almendral” corn variety, an experiment was conducted in the San Pedro de la Bendita parish, Catamayo canton, using a randomized block design with three replicates and five treatments: *Azolla* biomass, foliar application of NitrAgua, irrigation with NitrAgua, conventional fertilizer (urea), and a control group. The best results were achieved with the application of well-expressed nitrogen from *Azolla filiculoides* biomass, resulting in a plant height of 162.4 cm, a stem diameter of 4.7 cm, 15 leaves per plant, ears measuring 22.2 cm in length, 599 grains per ear, and a yield of 15.53 t/ha. *Azolla filiculoides* presents itself as a viable and economical alternative as a biofertilizer in *Zea mays* L. cultivation, as it helps improve the physicochemical properties of the soil due to its high available nitrogen content and rapid decomposition.

Keywords: biogenic agriculture, *azolla*, biofertilizers, NitrAgua, nutrients soil, cyanobacteria, INIAP-182 “Almendral”.

INTRODUCCIÓN

El maíz (*Zea mays* L.) ha sido, durante siglos, uno de los cultivos más relevantes a nivel mundial, desempeñando un papel crucial en la seguridad alimentaria y el desarrollo económico de las regiones agrícolas. A escala global, países como Estados Unidos, China y Brasil lideran la producción, representando conjuntamente más del 65 %. En América Latina, Argentina y Brasil tienen una contribución destacada, consolidándose como actores clave en el mercado internacional (Deras-Flores, 2020).

En Ecuador, el maíz es un pilar fundamental de la agricultura, con una producción de aproximadamente 1,4 millones de toneladas métricas en 2021. Las provincias de Los Ríos, Guayas y Manabí concentran más del 70 % de esta producción, reflejando la importancia de este cultivo no solo para la seguridad alimentaria, sino también para la ganadería y la economía agrícola del país (Bonilla-Bolaños y Singaña-Tapia, 2021). Sin embargo, el uso indiscriminado de fertilizantes nitrogenados ha generado preocupaciones ambientales y económicas, como la contaminación de cuerpos de agua, la degradación de suelos y mayores costos de

producción, afectando la sostenibilidad de los sistemas agrícolas (Vásquez-Cabezas, 2021).

El nitrógeno es un elemento esencial en el crecimiento y desarrollo del maíz debido a su papel central en la formación de proteínas, ácidos nucleicos y clorofila. Su adecuada disponibilidad en el suelo permite alcanzar mayores rendimientos, especialmente en cultivos de alto consumo como el maíz (DFGRUPO, 2022; Cherlinka, 2022). No obstante, la deficiencia de nitrógeno constituye un desafío crítico para los agricultores, quienes recurren frecuentemente a fertilizantes químicos como la urea. Esta práctica, aunque eficaz a corto plazo, resulta costosa y poco sostenible debido a su impacto ambiental y a la alta dependencia de importaciones (Montaño-Armijos, 2020).

En este contexto, surge la necesidad de implementar estrategias sostenibles y eficientes, como la aplicación de nitrógeno bien expresado (N_{be}). Este concepto se refiere a la adecuada disponibilidad y aprovechamiento del nitrógeno en el suelo, maximizando su eficiencia de uso y minimizando las pérdidas hacia el medio ambiente. La utilización de biofertilizantes y prácticas agroecológicas, como la incorporación de *Azolla filiculoides*, representa una alternativa

prometedora (Korsa et al., 2024). *Azolla*, en simbiosis con la cianobacteria *Anabaena*, tiene la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, convirtiéndolo en formas asimilables por las plantas, lo que permite reducir significativamente la dependencia de fertilizantes sintéticos (Montaño-Armijos, 2015; Rashid et al., 2016).

En Ecuador, la agricultura enfrenta un contexto desafiante debido a los elevados costos de fertilizantes nitrogenados, que superan los 60 millones de dólares anuales (Montaño-Armijos, 2020). En respuesta a esta problemática, el Instituto Nacional Autónomo de Investigaciones Agropecuarias (INIAP) ha desarrollado la variedad de maíz INIAP-182 “Almendral”, caracterizada por su alta tolerancia a enfermedades y elevado potencial de rendimiento (Eguez-Moreno et al., 2013).

Por lo tanto, el presente estudio se enfocó en evaluar el efecto del nitrógeno bien expresado en el cultivo de maíz INIAP-182 “Almendral” en el cantón Catamayo, provincia de Loja.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en el sector Togueros, parroquia San Pedro de la Bendita, cantón Catamayo, provincia de Loja, a 13 km de la ciudad de Catamayo, en las coordenadas 3° 56' 24" S y 79° 24' 45" E (Figura 1). La ubicación se encuentra a una altitud de 1 450 m s.n.m., humedad relativa del 73 %, precipitación anual de 750 a 1 000 mm y temperatura promedio de 18 a 25 °C.

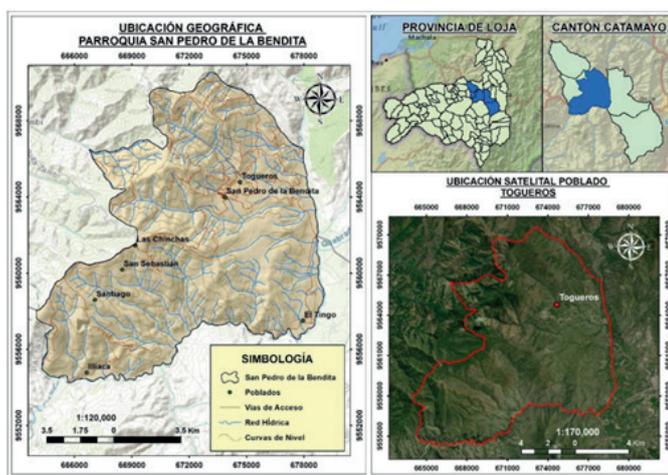


Figura 1. Sector Togueros, parroquia San Pedro de la Bendita, cantón Catamayo, provincia de Loja.

Para evaluar el nitrógeno bien expresado (Vásquez, et al., 2023) en el cultivo de maíz amarillo duro INIAP-182 “Almendral”, se implementó un diseño experimental de bloques al azar con tres réplicas y cinco tratamientos (Tabla 1). Cada unidad experimental consistió en 24 unidades básicas, con una distancia de 0,40 m entre sitios y 0,80 m entre hileras, logrando una densidad de siembra de 31 250 plantas/ha. El ensayo se llevó a cabo desde noviembre de 2022 hasta febrero de 2023.

Las dosis de nitrógeno se determinaron con base en el análisis fisicoquímico del suelo, los requerimientos del cultivo y la cantidad de

nitrógeno producida en los azollarios con 2,8 % de N en base seca de biomasa y 31 ppm de N en NitrAgua, mediante procedimiento desarrollado por Vásquez, et al. (2023). Se registraron las siguientes variables agronómicas: altura de planta, diámetro del tallo y número de hojas a los 90 días; así como la longitud de la mazorca, número de granos por mazorca y rendimiento a los 120 días. Se aplicó un análisis de varianza y, para discriminar las medias entre tratamientos, se utilizó la prueba de rangos múltiples de Duncan a un nivel de significación de 0,05, utilizando el software InfoStat, versión estudiantil.

Tabla 1. Tratamientos del experimento en maíz INIAP-182 “Almendral”

Tratamiento	Dosis
Biomasa de <i>Azolla</i> (2,8 % de N en base seca)	6,6 g/planta/15 días
Aplicación foliar de NitrAgua (31 ppm de N)	3,8 L/planta/15 días
Riego con NitrAgua (31 ppm de N)	3,8 L/planta/15 días
Fertilizante convencional (Urea 46 % de N)	2,2 g/planta/30 días
Testigo	

RESULTADOS

Entre noviembre de 2022 y febrero de 2023, las condiciones climáticas registradas en el sector Togueros fueron: temperatura media mensual que osciló de 16 a 25 °C, humedad relativa de 73 a 76 %, y precipitación media mensual de 78 mm.

La textura del suelo es Franco, en la Tabla 2 se presentan las características del suelo del área experimental.

Tabla 2. Características químicas del suelo del sector Togueros (junio, 2022)

pH	MO	CIC	CE	N	P	B	Mn	K	Ca	Mg
	%	meq/100 ml	mS/cm			ppm			meq 100/gr	
7,9	3,17	12,35	0,17	66	7,8	0,34	6,2	0,23	5,3	1,3
	M	M	NS	M	A	B	M	M	M	M

A: alto, M: medio, B: bajo, NS: no salino

Fuente: Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Loja, 2022.

En el azollario se utilizó agua de la quebrada “La Concha”, la cual presentó un pH ligeramente alcalino, altos valores de conductividad eléctrica

(CE), y elevadas concentraciones de sodio y cloruros. El agua se caracterizó por ser muy dura y tener un alto contenido de sales (Tabla 3).

Tabla 3. Propiedades químicas del agua de la quebrada “La Concha” (junio, 2022)

N	K	Ca	Mg	Na	B	Cl-	SO4-	CE	pH	RAS	Dureza
%			mg/l					mS/cm			°dH
0,0003	3,7	195	25	58	0,01	128	636	0,55	8,1	5,53	12,32

Fuente: Laboratorio de suelos Jaramillo, 2022

Altura de la planta de maíz INIAP-182 “Almendral”

El modelo de regresión lineal (Figura 3) mostró un incremento diario en la altura de las plantas de 1,81 cm con la aplicación de biomasa de *Azolla*,

1,67 cm con NitrAgua (Vásquez, et al., 2023) aplicación foliar, 1,63 cm con urea y 1,48 cm en el grupo testigo.

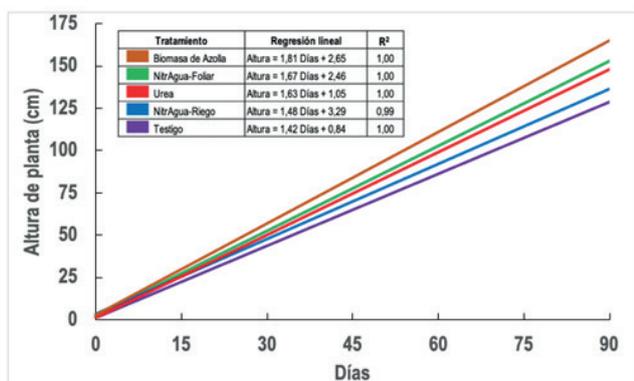


Figura 3. Modelo de regresión lineal para altura de planta de maíz INIAP-182 “Almendral”.

Se observó una diferencia significativa en la altura entre el grupo testigo y las aplicaciones de nitrógeno (Figura 4). Es importante destacar que no se encontraron diferencias entre la aplicación de nitrógeno bien expresado (biomasa de *Azolla*) y el suministro de nitrógeno mal expresado (urea).

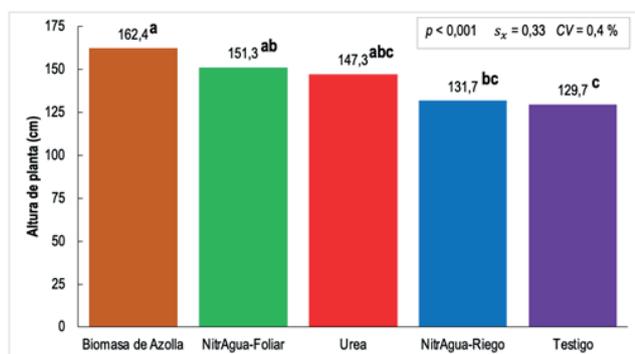


Figura 4. Altura de planta de maíz INIAP-182 “Almendral”.

Diámetro del tallo

Se observó una diferencia significativa entre el suministro de biomasa de *Azolla* y el grupo testigo. Sin embargo, no se encontraron diferencias entre la aplicación de nitrógeno bien expresado y el suministro de nitrógeno mal expresado (Figura 5).

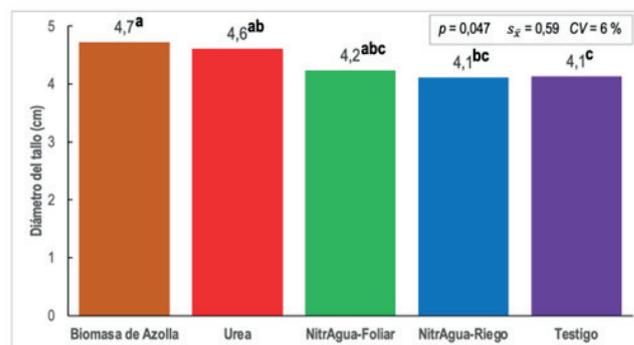


Figura 5. Diámetro del tallo de plantas de maíz INIAP-182 “Almendral”.

Número de hojas por planta

Es evidente una diferencia entre la aplicación de nitrógeno bien expresado y el grupo testigo. Aunque no se observaron diferencias significativas, el mayor número de hojas por planta se registró con el suministro de biomasa de *Azolla* (Figura 6).

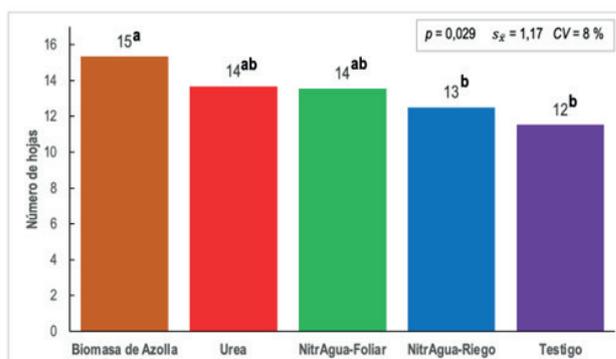


Figura 6. Número de hojas en plantas de maíz INIAP-182 “Almendral”.

Longitud de la mazorca de maíz

En la Figura 7, se observa una diferencia significativa entre la aplicación de nitrógeno bien expresado (biomasa de *Azolla*) y el suministro de nitrógeno mal expresado (urea).

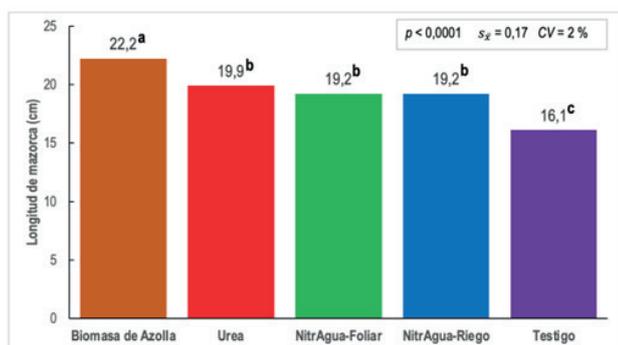


Figura 7. Longitud de la mazorca de maíz INIAP-182 “Almendral”.

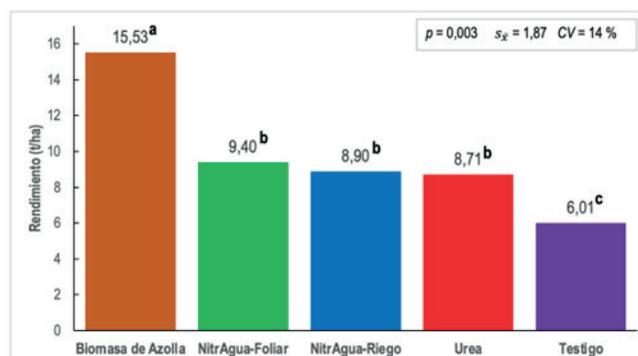


Figura 9. Rendimiento de maíz INIAP-182 “Almendral”.

Número de granos por mazorca de maíz

Con el suministro de biomasa de *Azolla*, se obtuvo el mayor número de granos por mazorca, con valores estadísticamente diferentes en comparación con los obtenidos con la aplicación de urea (Figura 8).

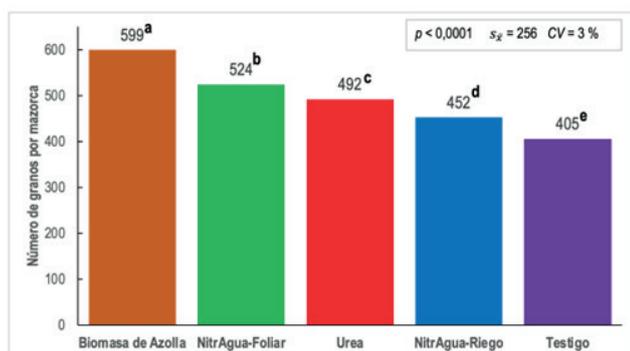


Figura 8. Número de granos por mazorca de maíz INIAP-182 “Almendral”.

Rendimiento de maíz INIAP-182 “Almendral”

En la figura 9, se observa una diferencia significativa en el rendimiento del maíz INIAP-182 “Almendral” con un 12 % de humedad entre la aplicación de nitrógeno bien expresado (biomasa de *Azolla*) y el suministro de nitrógeno mal expresado (urea).

DISCUSIÓN

El cultivo de maíz INIAP-182 “Almendral” se desarrolló en un suelo franco con un pH de 7,9. Según Sotelo-Ruiz, et al. (2016), los requerimientos agroecológicos para el cultivo de maíz deben ser de textura media, fértiles, bien drenados y profundos, con alta capacidad de retención de agua, pH de 5,5 a 7,9, temperatura de 10 a 40 °C, humedad relativa de 65 a 85 % y altitud de hasta 2 900 m s.n.m. Estas condiciones y características del suelo fueron adecuadas para el desarrollo del maíz en el sector Togueros.

Efecto del N_{be} en el cultivo de maíz INIAP-182 “Almendral”

Altura de planta

A los 90 días de siembra (Figura 3), se alcanzó la mayor altura de planta de maíz INIAP-182 “Almendral”, con 162,4 cm, mediante la aplicación de biomasa de *Azolla*. Este valor es inferior al rango de 240 a 260 cm reportado para esta variedad de maíz por Eguez-Moreno et al. (2013).

En el recinto “Sitio Nuevo” de la parroquia El Morro, provincia del Guayas, Vásquez-Cabezas (2021) reportó una altura de planta de maíz de 39,3 cm a los 40 días de siembra con la aplicación de biomasa de *Azolla*. En el sector Togueros, a los 45 días, se alcanzó una altura promedio de 89,4

cm utilizando biomasa de *Azolla*. En el cantón Cevallos, provincia de Tungurahua, Aldás-Jarrín et al. (2016) lograron una altura de planta de maíz dulce de 66,1 cm a los 90 días con la aplicación de sustrato de suelo y *Azolla* en estado seco en proporción 1:1.

Diámetro del tallo, número de hojas por planta y longitud de mazorca

En cuanto al diámetro del tallo (Figura 5), el número de hojas por planta (Figura 6) y la longitud de mazorca (Figura 7), se obtuvieron los mejores resultados con la aplicación de nitrógeno bien expresado proveniente de la biomasa de *Azolla*, aunque no se observó una diferencia estadísticamente significativa en comparación con el nitrógeno convencional (urea). Específicamente, el número promedio de hojas por planta fue de 15, lo cual se encuentra dentro del rango de 12 a 18 hojas reportado por Blessing-Ruiz y Hernández-Morrison (2009), esto sugiere que las condiciones nutricionales del cultivo fueron adecuadas.

En relación con la longitud de la mazorca, se alcanzaron 22,2 cm en el sector Togueros, superando los 17,5 cm logrados por Vásquez-Cabezas (2021) mediante la aplicación de *Azolla-Anabaena* y biol. Esta diferencia podría deberse a la variabilidad genética entre variedades de maíz.

Reddy et al. (2020) enfatizan que los biofertilizantes, como la biomasa de *Azolla*, se presentan como una solución clave para una agricultura sostenible y orgánica. Estos productos, que contienen microorganismos vivos, mejoran significativamente la disponibilidad de nutrientes para las plantas mediante la fijación de nitrógeno, solubilización de fósforo y potasio, y producción de hormonas de crecimiento. Estas mejoras contribuyen a optimizar el crecimiento y desarrollo de los cultivos, lo que a su vez se traduce en un mayor rendimiento y productividad. Así, la integración de biofertilizantes en los sistemas de producción agrícola no solo responde a la creciente demanda de productos más naturales

y de alta calidad por parte de los consumidores, sino que también juega un papel crucial en la promoción de prácticas agrícolas más sostenibles y ambientalmente responsables. Pese a que el uso de biofertilizantes y *Azolla* en el cultivo de maíz en Ecuador es incipiente (Caviedes et al., 2022).

Número de granos por mazorca y rendimiento

En este estudio, la aplicación de biomasa de *Azolla filiculoides* en el cultivo de maíz amarillo duro INIAP-182 “Almendral” resultó en un promedio de 599 granos por mazorca (Figura 8), lo que evidencia su efectividad como una estrategia superior frente a otros métodos de fertilización convencionales. Blessing-Ruiz y Hernández-Morrison (2009) reportaron un promedio de 425 granos por mazorca con manejo convencional y 388 granos por mazorca bajo manejo orgánico.

Asimismo, Moraga-Quezada y Meza-Rodríguez (2005) observaron que la aplicación de bajas dosis de gallinaza logró 425 granos por mazorca, mientras que el uso de dosis altas de estiércol de bovino resultó en un promedio de 421 granos por mazorca. Aunque estas prácticas muestran cierta mejora en el rendimiento en comparación con algunos métodos orgánicos, aún son inferiores a los resultados obtenidos con *Azolla*, lo cual destaca su potencial como un biofertilizante eficaz.

Aldás-Jarrín et al. (2016) respaldan la viabilidad del uso de *Azolla* en la agricultura, señalando su capacidad para mejorar la disponibilidad de nutrientes esenciales como el nitrógeno. La aplicación de biomasa de *Azolla* en la variedad INIAP-182 “Almendral” incrementó el rendimiento de grano seco a 15,53 t/ha (Figura 9), superando las 10,72 t/ha del híbrido “DAS 668” con la aplicación de 336,1 mm de riego (Vásquez et al., 2010) y el rango de 3,28 a 8,76 t/ha reportado por Eguez-Moreno et al. (2013) para localidades entre 400 y 1 400 m s.n.m., donde las siembras se realizan bajo temporal con fertilización convencional utilizando tres sacos de 45 kg de 10-30-10 (N-P-K).

Reddy et al. (2020) destacan que los biofertilizantes emergen como una solución clave para la agricultura sostenible y orgánica, alineándose con las crecientes preferencias de los consumidores por productos naturales y de alta calidad. Estos microorganismos vivos desempeñan un rol crucial al mejorar la disponibilidad de nutrientes para las plantas a través de la fijación de nitrógeno, la solubilización de fósforo y potasio y la producción de hormonas de crecimiento, lo que optimiza el desarrollo de los cultivos; adicionalmente, el uso de fertilizantes orgánicos y la aplicación racional de insumos, promueve una producción de maíz equilibrada y respetuosa con el medio ambiente (Ávarez-Solís et al., 2010).

Además, la creciente demanda de prácticas agrícolas sostenibles, junto con los elevados costos de los fertilizantes químicos y los impactos ambientales negativos asociados, resaltan la urgencia de explorar alternativas sostenibles en la producción agrícola (Zermeño-González et al., 2015). Los biofertilizantes, como la biomasa de *Azolla*, ofrecen una opción prometedora para reducir el impacto ambiental y mejorar la eficiencia en la producción agrícola.

CONCLUSIONES

En general, los resultados de este estudio confirman que la biomasa de *Azolla filiculoides* es un recurso natural eficaz para incrementar el rendimiento de maíz INIAP-182 “Almendral”, mientras fomenta la sostenibilidad del sistema agrícola.

El uso de *Azolla* como biofertilizante no solo mejora la productividad, sino que también apoya la transición hacia prácticas agrícolas ecológicas y económicas, contribuyendo a una producción agrícola sostenible y eficiente en términos ambientales y económicos.

Azolla filiculoides es una alternativa viable como biofertilizante en lugar de utilizar fertilizantes convencionales como la urea que no solamente es perjudicial para la salud, sino también presenta costos elevados.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

E.R.V. responsable del proceso de investigación, análisis de información y redacción del manuscrito.
D.A.A.J. Recopilación de información, análisis de datos y redacción del manuscrito. N.C.E.P. Análisis de datos y redacción del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Aldás-Jarrín, J. C., Zurita-Vásquez, J. H., Cruz-Tobar, S. E., Villacís-Aldaz, L. A., Pomboza-Tamaquiza, P. P. y León-Gordón, O. A. (2016). *Efecto biofertilizante de azolla—Anabaena en el cultivo de maíz (Zea mays L.)*. *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 4(2), 109-115. <https://n9.cl/g7do7m>
- Ávarez-Solís, J. D., Gómez-Velasco, D. A., León-Martínez, N. S. y Gutiérrez-Miceli, F. A. (2010). *Manejo integrado de fertilizantes y abonos orgánicos en el cultivo de maíz*. *Agrociencia*, 44(5), 575-586. <https://n9.cl/cayaz>
- Blessing-Ruiz, D., M. y Hernández-Morrison, G., T. (2009). *Comportamiento de variables de crecimiento y rendimiento en maíz (Zea mays L.) var. NB-6 bajo prácticas de fertilización orgánica y convencional en la finca El Plantel*. [Tesis de grado]. Managua, Nicaragua. <https://n9.cl/n3dbc>
- Bonilla Bolaños, A. G. y Singaña Tapia, D. A. (2021). La productividad agrícola más allá del rendimiento por hectárea: Análisis de los cultivos de arroz y maíz duro en Ecuador. *La granja. Revista Ciencias de la Vida*, 29(1), 70-83. <https://n9.cl/peu5c>
- Caviedes, M., Carvajal-Larenas, F., E., y Zambrano, J., L. (2022). *Tecnologías para el cultivo de maíz (Zea mays. L) en el Ecuador*. *Avances en ciencia e ingeniería*, 14(1), 1–21. <https://revistas.usfq.edu.ec/index.php/avances/article/view/2588/2987> DOI: <https://doi.org/10.18272/aci.v14i1.2588>
- Cherlinka, V. (2022). *Deficiencia de nitrógeno en las plantas: Detección y prevención*. *Eos data analytics*. <https://n9.cl/933jg>
- Deras-Flores, Héctor (2020). *Guía técnica: El cultivo de maíz*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Ministerio de Agricultura y Ganadería, El Salvador. <https://n9.cl/f5ymh>

Vásquez, E., Aguinosa-Jiménez, D., Espinosa-Palacios, N. (2025). Efecto del nitrógeno bien expresado en el cultivo de maíz (*Zea mays* L.) en el cantón Catamayo, provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 92-100. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2315>

- DFGRUPO. (2022). *Importancia del nitrógeno en el cultivo del maíz*. <https://n9.cl/3qp4z>
- Eguez-Moreno, J., Pintado, P., y Molina, R. (2013). INIAP-182 «Almendral»: *Nueva variedad de maíz amarillo duro*. Cuenca, Ecuador: INIAP, Estación Experimental del Austro, Programa de Maíz. (Ficha Técnica s/n.a). <https://n9.cl/p7euf>
- Korsa, Gamachis, Alemu, Digafe, Ayele, Abate. (2024). *Azolla Plant Production and Their Potential Applications. International Journal of Agronomy*. <https://n9.cl/azv5j>
- Montaño-Armijos, M. (2010). *Azolla en el mejoramiento de la salud, la economía y el medio ambiente*. ESPOL. <https://n9.cl/jnzb4t>
- Montaño-Armijos, M. (2015). Estudio de la aplicación de *Azolla Anabaena* como bioabono en el cultivo de arroz en el Litoral ecuatoriano. *Revista Tecnológica ESPOL*, 18(1), 147-151. <https://n9.cl/mknyj>
- Montaño-Armijos, M. (2020). *Azolla: Nuevo paradigma del futuro del arroz*. ESPOL. <https://n9.cl/x67rq>
- Moraga-Quezada, N. Y. y Meza-Rodríguez, I. A. (2005). *Evaluación de dos dosis de fertilizantes orgánicos (Gallinaza, estiércol vacuno) y un mineral sobre la dinámica del crecimiento y rendimiento del maíz (Zea mays L.) variedad NB-6*. Universidad Nacional Agraria. <https://n9.cl/8awmwb>
- Rashid, A., Mir, M.R., Hakeem, K.R. (2016). *Biofertilizer Use for Sustainable Agricultural Production*. In: Hakeem, K., Akhtar, M., Abdullah, S. (eds) *Plant, Soil and Microbes*. Springer, Cham. <https://n9.cl/w0ndw>
- Reddy, G. C., Goyal, R. K., Puranik, S., Waghmar, V., Vikram, K. V., Sruthy, K.S. (2020). *Biofertilizers Toward Sustainable Agricultural Development*. In: Varma, A., Tripathi, S., Prasad, R. (eds) *Plant Microbe Symbiosis*. Springer, Cham. <https://n9.cl/114mh6>
- Sotelo-Ruiz, E., D., Cruz-Bello, G., M., González-Hernández, A., y Moreno-Sánchez, F.. (2016). Determinación de la aptitud del terreno para maíz mediante análisis espacial multicriterio en el Estado de México. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 7(2), 401-412. <https://n9.cl/jeqpra>
- Vásquez, G., Calvache, M., Díaz, G., y Sabando, F. (2010). Determinación de las necesidades hídricas de tres híbridos de maíz (*Zea mays* L.) bajo el efecto de tres distanciamientos entre hileras. En *Memorias del XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo*. Universidad Tecnológica Equinoccial - Postgrados. Santo Domingo, Ecuador, 17 de noviembre de 2010.
- Vásquez, E., Abad-Calva, G. N., Angamarca-Angamarca, C. G., y Calle-Herrera, Y. A. (2023). Generación de nitrógeno mediante la producción simbiótica *azolla-anabaena* en el cantón Loja. *Bosques Latitud Cero*, 13(2), 91-103. <https://n9.cl/cbcfb>
- Vásquez-Cabezas, A. M. (2021). *Respuesta a la aplicación de dos bioabonos en el cultivo de maíz (Zea mays L.), El morro-Guayas*. Universidad Agraria del Ecuador. <https://n9.cl/i5j0a>
- Zermeño-González, A., Cárdenas-Palomo, J. Omar., Ramírez-Rodríguez, H., Benavides-Mendoza, A., Cadena-Zapata, M. y Campos-Magaña, S.G. (2015). Fertilización biológica del cultivo de maíz. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 6(12), 2399-2408. <https://n9.cl/ui7kv>

Análisis de las tendencias del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado y variables climáticas en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo y Herbazal del Páramo de Loja, Ecuador

Trend analysis of the Normalized Difference Vegetation Index and climatic variables in the lowland deciduous forest of Jama Zapotillo and the Páramo grassland of Loja, Ecuador

Raúl García Mendieta^{1*} 
Willam Zhingre Jiménez¹ 

1. Investigador de Cambio Climático, Loja, Ecuador.

*Autor para correspondencia: geogar007@yahoo.com

RECIBIDO: 08/11/2024

ACEPTADO: 06/01/2024

PUBLICADO: 14/01/2025

RESUMEN

A escala global, el cambio climático representa una amenaza que influye en el funcionamiento de los ecosistemas. En la región sur de Ecuador, se desconoce el impacto de la variabilidad del clima local y regional en estos ecosistemas. La presente investigación tuvo como objetivo analizar las tendencias del índice de vegetación de diferencia normalizado (NDVI) en relación con las tendencias de la temperatura y la precipitación durante el período 2001-2018 en el ecosistema del Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo (BdTc01) y el Herbazal del Páramo (HsSn02). Para lograr este propósito, se obtuvo la tendencia de Loess de las series temporales de las variables climáticas de estudio; la prueba de Mann-Kendall determinó la presencia de tendencias, mientras que el coeficiente de Tau-Kendall definió valores positivos para las tendencias ascendentes. Finalmente, la prueba de Theil-Sen calculó el incremento o disminución de la variable por unidad de tiempo. Los resultados indican que, en el período 2001-2018, la temperatura aumentó 1,4 °C en BdTc01 y 1,08 °C en HsSn02; mientras tanto, las precipitaciones aumentaron en 17,26 mm en BdTc01 y 23,75 mm en HsSn02. Sin embargo, el NDVI mostró un incremento similar de 0,04 en ambos ecosistemas de estudio. La investigación concluye que, en el periodo 2001-2018, en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo el NDVI está mayormente relacionado con las precipitaciones, mientras en el Herbazal del Páramo este índice de vegetación presento una relación mas fuerte con la temperatura.

Palabras clave: Ecosistemas, tendencia, Mann-Kendall, Tau-Kendall, Theil Sen.

ABSTRACT

On a global scale, climate change is a threat that influences the functioning of ecosystems. In the southern region of Ecuador, the effects of local and regional climate variability on its ecosystems are unknown. The objective of this research was to analyze the trends of the normalized difference vegetation index (NDVI) in relation to the trends of temperature and precipitation in the period 2001-2018 in the lowland deciduous forest ecosystem of Jama Zapotillo (BdTc01) and Páramo grassland (HsSn02). To achieve this purpose, the Loess trend of the time series of the climatic variables of the study was obtained, the Mann Kendall test determined the presence of trend, as a complement the Tau Kendall coefficient defined positive values for upward trends. Finally, the Theil Sen test calculated the increase or decrease of the variable per unit of time. The results indicate in the period 2001-2018 the temperature increased by 1,4 °C in BdTc01 and 1,08 °C in HsSn02. While precipitation increased by 17,26 mm in BdTc01 and 23,75 mm in HsSn02. However, NDVI was similar showing a 0,04 increase in both study ecosystems. The research concludes that, in the period 2001-2018, in the lowland deciduous forest of Jama Zapotillo the NDVI is mostly related to rainfall, while in the Páramo grassland, this vegetation index presented a stronger relationship with temperature.

Keywords: Ecosystem, tendency, Mann-Kendall, Tau-Kendall, Theil Sen.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas cumplen un rol fundamental en la supervivencia de la biodiversidad y el bienestar de la humanidad (Sangha et al., 2022; Hausmann et al., 2015; Haines-Young & Potschin, 2010). Los bosques, como principal elemento biótico del ecosistema, desempeñan un papel importante en la cima de la cadena trófica (Fernando, 2012; Cardinale et al., 2011). A través de la fotosíntesis, los bosques y la vegetación en general son vitales para la regulación eficiente del agua, el carbono y la productividad de biomasa en el medio en que se desarrollan (Magliavacca et al., 2021).

En las últimas décadas, a pesar de la importancia de los ecosistemas en la provisión de bienes y servicios a la humanidad, estos enfrentan múltiples amenazas; entre ellas, destacan la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria (Klemann et al., 2022) y la creciente demanda de recursos forestales, hídricos y no renovables. Los bosques tropicales, que constituyen los mayores sumideros de carbono del planeta (Psistaki, 2024) y albergan la mayor riqueza de especies del mundo, enfrentan una amenaza aún mayor:

el cambio climático (Calvin et al., 2023). La alta dependencia de combustibles fósiles en la matriz energética desde el periodo preindustrial (1850-1900) ha aumentado la temperatura media mundial y ha alterado los patrones de precipitación; como resultado, fenómenos meteorológicos extremos, como olas de calor y frío, sequías y precipitaciones intensas, se han vuelto más frecuentes y de mayor magnitud (WMO, 2024; IPCC, 2022).

En América del Sur, Ecuador posee una gran diversidad de 91 ecosistemas, de los cuales 22 se encuentran en la provincia de Loja (MAE, 2013); en esta región, distintos paisajes, mesetas y relieves de la Cordillera de los Andes influyen en el clima (Pourrut, 1983). Aunque el aumento de las áreas protegidas y otras categorías de protección estatal ha permitido la conservación (Cazalis et al., 2020) y ha evitado la extinción de la flora y fauna actuales, estas medidas son insuficientes para salvaguardar los servicios que estos ecosistemas brindan a la sociedad (Zeng et al., 2022; Dainese et al., 2019). Sin embargo, la mayoría de los ecosistemas se desarrollan en espacios geográficos fuera de los límites de protección, lo

que los hace más vulnerables (Nath et al., 2024) y aumenta su exposición a riesgos derivados de cambios antropogénicos y climáticos; esto, a su vez, incrementa su degradación y disminuye su resiliencia (IPCC, 2023).

Actualmente, la teledetección ha permitido la comprensión de la dinámica de los ecosistemas (Senf, 2022; Duran et al., 2019) a diferentes escalas espaciales y temporales (Lausch et al., 2024). Sin embargo, en Ecuador escasas investigaciones se han desarrollado en analizar el funcionamiento de ecosistemas naturales en respuesta a variables climáticas como la temperatura y precipitación (García et al., 2023; Udivia, 20202; Maita, 2015). Las investigaciones se han limitado al monitoreo de deforestación (Cambindo, 2024; Ferrer-Sánchez et al., 2024), pastizales y cultivos (Villalba et al., 2024), lo cual resalta la importancia de profundizar y en el análisis del comportamiento de los ecosistemas frente a la variabilidad de clima de los últimos años.

En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo analizar las tendencias de la temperatura y la precipitación en relación con la tendencia del índice de vegetación de diferencia normalizado (NDVI) en los ecosistemas del Bosque deciduo de tierras bajas del Jama

Zapotillo y el Herbazal del Páramo, ubicados en la provincia de Loja. La investigación propone como hipótesis nula que las tendencias de la temperatura y la precipitación no influyeron en la tendencia del NDVI; mientras que, como hipótesis alternativa, se plantea que las tendencias de las variables bioclimáticas de estudio sí influyeron en un aumento o disminución de la tendencia del NDVI durante el período de 2001 a 2018.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En la región sur de Ecuador, en la cordillera oriental de los Andes y en sus estribaciones se encuentra la provincia de Loja ($03^{\circ}02'34''$ y $05^{\circ}01'40''$ latitud sur y $78^{\circ}21'20''$ y $80^{\circ}29'47''$ longitud oeste). Con una extensión aproximada de 11063,79 km², Loja limita al norte con las provincias de Azuay y El Oro, al sur con la República de Perú, al este con Zamora Chinchipe y al oeste con la República de Perú. Su territorio, se caracteriza por cadenas montañosas de distinta altitud y múltiples paisajes de relieve irregular y mesetas donde habitan 22 ecosistemas naturales de los cuáles dos son objeto de esta investigación (MAE, 2013).

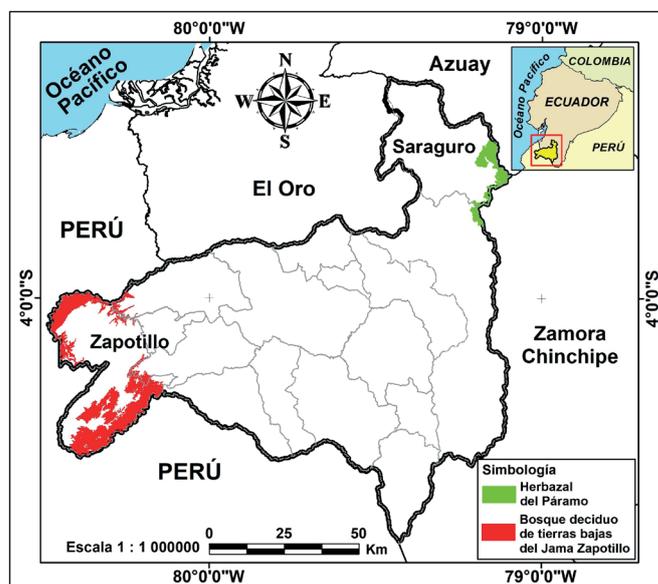


Figura 1. Mapa de ubicación de los ecosistemas de estudio en la provincia de Loja, Ecuador.

Recopilación de información

La información vectorial del área de los ecosistemas de estudio se descargó del Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental (MAE, 2013) en el geoportal Mapa Interactivo del Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica - MAATE (<http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>). Las imágenes mensuales del índice de vegetación de diferencia normalizado (NDVI) del sensor MODIS VI del satélite Terra, fueron obtenidas del archivo de formato de datos jerárquicos HDF-EOS, descargados del geoportal Programa de Sistemas de Datos de Ciencias de la Tierra de la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (<https://search.earthdata.nasa.gov/search>). Dichas imágenes pertenecen a la colección MOD13A3, versión 06, correspondientes al período 2001 al 2018, con una resolución temporal mensual y una resolución espacial de 1000 metros, de proyección sinusoidal (Didan, 2021).

La información mensual de las variables, temperatura y precipitación fueron descargada del geoportal Climatologías de Alta Resolución para la Superficie Terrestre CHELSA (<https://chelsa-climate.org/>); con una resolución espacial de 30 arc seg de coordenadas geodésicas WGS 84 (~1km en el Ecuador) (Brun et al., 2022; Karger et al., 2021; karger et al., 2020). La extracción de los valores del área de las variables de estudio se realizó con la ayuda del programa QGIS 3.32 (2023), a través de la biblioteca GDAL "Geospatial Data Abstraction Library", en el caso del NDVI, se transformó las coordenadas del sistema de proyección sinusoidal al sistema de coordenadas geodésicas WGS 84.

Análisis de tendencias

Para la obtención de las tendencias de las variables de estudio, se empleó el programa Timesat 3.3, aplicando el método de descomposición de tendencia estacional de Loess, que permitió eliminar valores atípicos y ruidos, que dio como

resultado datos más precisos en el periodo de estudio, asociados a la tendencia (Eklundh y Jonsson, 2015). En los valores procesados por variable, se aplicó la prueba no paramétrica de Mann-Kendall debido a su capacidad de identificar la tendencia en series datos cronológicos. El nivel de significancia utilizado fue del 95 %, con un p-valor < 0,05, este valor sirvió para aceptar o rechazar la existencia de una tendencia significativa.

Adicionalmente, se utilizó el coeficiente Tau de Kendall, que oscila entre +1 y -1 y especifica la dirección de la tendencia. Un valor positivo indica una tendencia ascendente, es decir, un aumento en el NDVI y en las variables climáticas analizadas. Mientras que, un valor negativo indica una tendencia descendente, es decir, una disminución de estas variables. Los valores cercanos a +1 o -1 revelan una tendencia fuerte, mientras que, los valores cercanos a 0 indican una tendencia débil o inexistente.

Como complemento, se utilizó la prueba de Theil-Sen que calculó la pendiente de la tendencia, es decir el incremento o disminución de la variable de estudio por unidad de tiempo, adicionalmente, los valores de Theil Sen permitieron calcular la media, el valor máximo, el valor mínimo en el período de estudio. El cálculo de estas pruebas estadísticas se desarrolló con el programa R 4.2.3. (2023), usando las librerías "mk.test" para las pruebas de Mann y el coeficiente Tau Kendall, y la librería "mblm" para calcular la pendiente de Theil Sen.

RESULTADOS

En el período 2001 al 2018, los resultados obtenidos de la prueba no paramétrica de Mann Kendal aplicada en las tres variables mostraron un p-valor menor a 0,01, que indica una probabilidad de que las tendencias no sean aleatorias. El p-valor obtenido en cada variable de estudio es menor a 0,05, lo cual respalda la existencia de una tendencia estadísticamente significativa en las variaciones del NDVI, temperatura y precipitación. Este

resultado en los dos ecosistemas investigados es similar, lo que lleva al rechazo de la hipótesis nula y acepta la hipótesis alternativa, que señala la presencia de una tendencia en la secuencia de datos procesados.

Referente a la prueba de Tau Kendall en el ecosistema Herbazal del Páramo (HsSn02), los resultados positivos revelan que las tendencias en las variables son ascendentes, pero de diferente grado. El NDVI, con un valor de 0,80, y la temperatura, con un valor de 0,70, presentan tendencias positivas fuertes en relación con la precipitación; su valor de 0,63 indica una tendencia positiva moderada. En el ecosistema Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo (BdTc01), la tendencia positiva fuerte se presenta solo en la temperatura, con un valor de 0,67; mientras que la precipitación y el NDVI indican tendencias moderadas de 0,50 y 0,29, respectivamente (Tabla 1).

En la prueba de Theil Sen, los resultados indican que la variable NDVI, con un valor 0,0002, desarrolló cambios leves en la fotosíntesis

registrada en los datos mensuales observados en el período de investigación en ambos ecosistemas (Tabla 1). Sin embargo, aunque este cambio es leve indica un ligero aumento de resiliencia, donde los ecosistemas analizados mantienen su capacidad fotosintética lo cual es un indicio a posibles perturbaciones frente a las variables bioclimáticas de estudio.

Con respecto a la variable temperatura, a diferencia de la variable anterior, su incremento fue mayor, registrando un valor de 0,0065 en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo, es decir, 0,0015 grados centígrados más por mes en relación al ecosistema Herbazal del Páramo, con un valor de 0,0050. A diferencia de la temperatura, la variable precipitación presentó un valor 0,1105 de Theil Sen en el Herbazal de Páramo, superando en 0,0302 milímetros por mes a las precipitaciones del ecosistema Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo que registró un valor de 0,0803 (Tabla 1).

Tabla 1. Pruebas no paramétricas de las variables en los ecosistemas de estudio.

Variable	BdTc01			HsSn02		
	*Mann Kendall	Tau Kendall	Pendiente Theil Sen	*Mann Kendall	Tau Kendall	Pendiente Theil Sen
NDVI	< 0,01	0,29	0,0002	< 0,01	0,80	0,0002
Temperatura (°C)	< 0,01	0,67	0,0065	< 0,01	0,70	0,0050
Precipitación (mm)	< 0,01	0,50	0,0803	< 0,01	0,63	0,1105

*Prueba de Mann Kendall con un p-valor < 0,05; BdTc01 = Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo; HsSn02 = Herbazal del Páramo

En la tabla 2, los resultados indican que en 18 años el NDVI registro un incremento de 0,04, diferencia entre valor mayor y menor, que es similar en los dos ecosistemas. Sin embargo, la media del NDVI de 0,59 del Herbazal del Páramo es mayor que la del Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo con una media de 0,52. En la variable temperatura, ambos ecosistemas presentan diferentes temperaturas medias donde el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama

Zapotillo con una media de 24,88 °C, reveló un aumento de 1,4 °C, mientras que, el Herbazal del Páramo con una media de 11,67 °C experimento un aumento de 1,08 °C en el período 2001-2018 (Figura 2). Los resultados de la precipitación de Theil Sen señalan que la precipitación media de 89,50 mm presento un incremento de 23,75 mm, mientras que el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo la media se ubicó en 24,64 mm con un incremento de 17,26 mm (Figura 3).

Tabla 2. Valores de la pendiente de Theil Sen en los ecosistemas de estudio.

Variable	BdTc01			HsSn02		
	Media	Máximo	Mínimo	Media	Máximo	Mínimo
NDVI	0,52	0,54	0,50	0,59	0,61	0,57
Temperatura (°C)	24,88	25,58	24,18	11,67	12,21	11,13
Precipitación (mm)	24,64	33,27	16,01	89,50	101,38	77,63

BdTc01 = Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo; HsSn02 = Herbazal del Páramo

En la figura 2 muestra que las tendencias de Loess - línea continua, mostraron que, en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo la tendencia de la temperatura fue mayor en los años 2005-2006 y 2015-2016. Mientras que, la tendencia de NDVI presentó sus valores más bajos en el año 2004 y cerca del 2014. En el Herbazal del Páramo la tendencia de temperatura presentó mayores incrementos en los años 2006,

2010 y 2015-2016, en cambio que la tendencia del NDVI los valores más bajos presentaron en los años 2006 y cerca al 2010. Al observar las tendencias de Loess del NDVI y temperatura en ambos ecosistemas indican una ascendencia cronológica, sin embargo, sus tendencias son opuestas, siendo de mayor magnitud en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo.

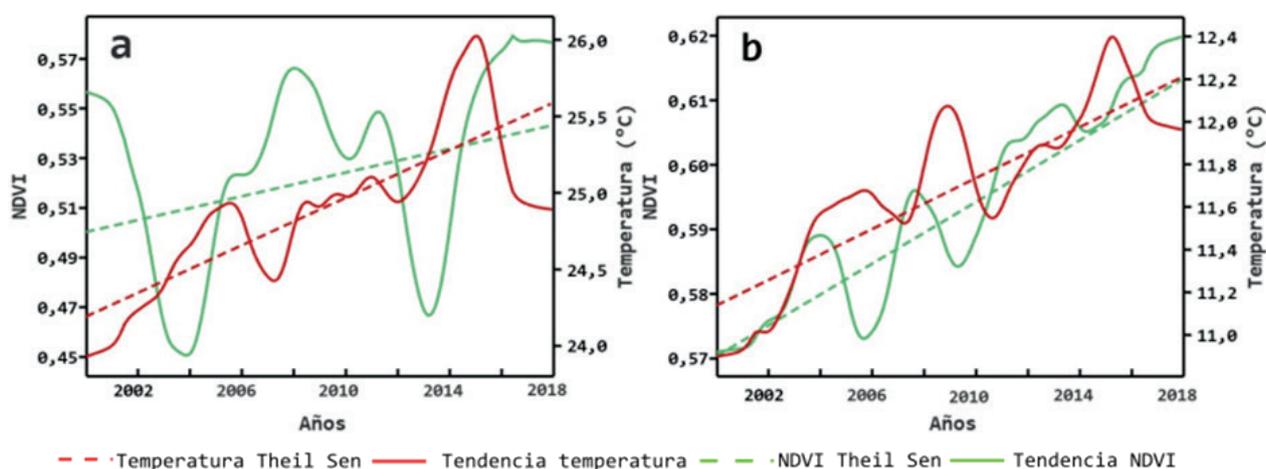


Figura 2. Tendencia de Loess (línea continua) y pendiente de Theil Sen (línea entrecortada) del NDVI y temperatura de: a) Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo y b) Herbazal del Páramo.

En la figura 3, la tendencia de Loess, línea continua, reveló que, en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo la tendencia de la precipitación fue mayor en los años 2006 y 2012 donde existieron los mayores incrementos de lluvias. En cambio, que la tendencia de NDVI presentó sus valores más altos en los años 2009, 2012 y 2017. Mientras que, en el Herbazal del

Páramo la tendencia de precipitación y NDVI destacó mayores incrementos en los años 2008, 2012 y 2017. Durante el período de investigación las tendencias de Loess del NDVI y temperatura en ambos ecosistemas indican una ascendencia cronológica. Sin embargo, sus tendencias poseen mayor similitud en comparación con las tendencias de temperatura.

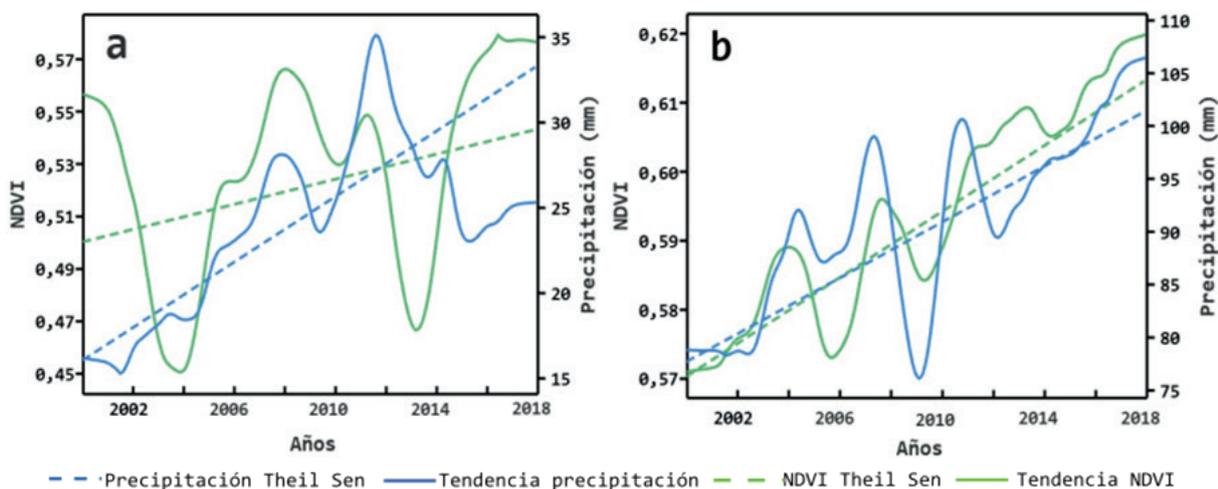


Figura 3. Tendencia de Loess (línea continua) y pendiente de Theil Sen (línea entrecortada) del NDVI y precipitación de a) Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo y b) Herbazal del Páramo.

DISCUSIÓN

Los valores captados por el sensor MODIS del NDVI demuestran que el dosel de los bosques deciduos y de los páramos, representado por especies herbáceas, presentan diferencias en su actividad fotosintética en el período 2001-2018. Sin embargo, el incremento en la tendencia del NDVI en ambos ecosistemas es señalado por Yin et al. (2024) donde al aplicar las mismas pruebas no paramétricas, se reveló que las diferentes regiones del planeta mostraron un incremento de tendencia en el NDVI durante el periodo 2001-2021. Por otra parte, Yang et al. (2019) señala que, este incremento de tendencia del 1985 al 2015 es distinto en los continentes donde la precipitación es el factor de mayor importancia, seguido de la temperatura y cambio del uso del suelo.

Por otra parte, las diferentes temperaturas, producto del gradiente altitudinal, reflejan una diferencia de 13,2 °C entre los dos ecosistemas. Los mayores incrementos de la tendencia de la temperatura se registraron en los bosques deciduos del Jama Zapotillo, con 1,4 °C, en comparación, con el ecosistema Herbazal del Páramo que presentó un incremento de 1,08 °C. Estos valores de temperatura están relacionados con el rango de la temperatura media mundial, con un rango de 0,95 a 1,20 °C, y con incrementos en la superficie

terrestre de 1,34 a 1,83 °C durante el período 2011-2020 (Calvin et al., 2023). Sin embargo, a diferencia del período anterior, la temperatura superficial incrementó de 0,84 a 1,10 °C en el último período (IPCC, 2023).

Bajo un clima xérico, la fenología de los doseles de los árboles que conforman el bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo depende en gran medida de las precipitaciones ocurridas en los primeros meses del año (MAE, 2013). A diferencia de la precipitación, la temperatura tiene un impacto significativo en la tasa metabólica de los árboles, especialmente en el proceso de la fotosíntesis. Las anomalías térmicas registradas en los años 2005 y 2013-2014 (IPCC, 2023) contribuyeron a un descenso en el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI); este fenómeno es respaldado por Wang et al. (2003), quienes, al evaluar la correlación entre NDVI y temperatura, encontraron que, al inicio de la estacionalidad, estas variables presentan una correlación positiva. Sin embargo, esta relación se transforma en negativa cuando las temperaturas superan el promedio normal del lugar donde se desarrollan.

En la provincia de Loja, ubicada en la región Andina, las especies herbáceas del ecosistema Herbazal del Páramo se desarrollan en un

clima hiperhúmedo (MAE, 2013). La dinámica observada en este ecosistema durante el periodo de estudio indica que la actividad fotosintética está más estrechamente relacionada con la temperatura; esta característica es mencionada por Higgins et al. (2023), quienes indican que, en ecosistemas de bajas temperaturas, dicha dinámica se asocia a cambios térmicos. Sin embargo, Villarreal-Veloz et al. (2023), al investigar los cambios estacionales del NDVI en relación con diversas variables en los páramos del centro y norte de Ecuador, corroboraron que este índice de vegetación presentó una correlación moderada tanto con la temperatura del suelo como con la precipitación.

CONCLUSIONES

En el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo, el NDVI presentó una tendencia moderada; siendo esta tendencia ligeramente mayor en el Herbazal del Páramo, la cual está asociada al incremento de temperatura y precipitaciones. Sin embargo, en el Herbazal del Páramo, esta relación es más fuerte con la temperatura; indicando que este ecosistema es más sensible al incremento térmico observado en el período de estudio.

En las áreas donde se desarrollan los ecosistemas, las precipitaciones influyen de manera directa en su resiliencia, el moderado incremento del NDVI, en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo, resalta que el agua es un factor limitante en su productividad y funcionamiento, en comparación con el Herbazal del Páramo, donde las precipitaciones son más abundantes.

En el análisis de la influencia de variables climáticas en los ecosistemas, es necesario profundizar en diferentes métodos de calcular las tendencias; el empleo de datos en base a altas resoluciones espaciales y temporales, así como el uso más índices de vegetación, permitirán profundizar con mayor exactitud el funcionamiento de los ecosistemas con miras de aplicar medidas asertivas en su adaptación y

aumento de su resiliencia en un constante clima cambiante, con fenómenos meteorológicos extremos en periodos cortos de tiempo.

AGRADECIMIENTOS:

A la Secretaría de Educación Superior, Ciencia y Tecnología e Innovación – SENESCYT por la beca recibida correspondiente al Programa de Becas Nacionales de Posgrado Fortalécete 2022, y a la Maestría de Biodiversidad y Cambio Climático de la Universidad Nacional de Loja.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES:

R.G.G.M. contribuyó en la conceptualización, metodología, análisis formal, investigación, software, curación de datos, la escritura del borrador original del manuscrito y correcciones del artículo. Mientras que, W.A.Z.J. participó en la investigación, la revisión, las correcciones del artículo y supervisión.

BIBLIOGRAFÍA

- Brun, P., Zimmermann, N. E., Hari, C., Pellissier, L., & Karger, D. N. (2022). Global climate-related predictors at kilometer resolution for the past and future. *Earth System Science Data*, 14(12), 5573-5603. <https://doi.org/10.5194/essd-14-5573-2022>
- Calvin, K., Dasgupta, D., Krinner, G., Mukherji, A., Thorne, P. W., Trisos, C., Romero, J., Aldunce, P., Barrett, K., Blanco, G., Cheung, W. W., Connors, S., Denton, F., Diongue-Niang, A., Dodman, D., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Jones, C., . . . Ha, M. (2023). IPCC, 2023: *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]*. IPCC, Geneva, Switzerland. <https://doi.org/10.59327/ipcc/ar6-9789291691647>
- Cambindo Altafuya, Ketty Alicia. Deforestación, cambio de uso del suelo y almacenamiento de carbono en el Parque Nacional Cotacachi

- García, R., Zhingre, W. (2025). Análisis de las tendencias del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado y variables climáticas en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo y Herbazal del Páramo de Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 101-110. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2367>
- Cayapas. Quito, 2024, 119 p. Tesis (Maestría en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo). Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador. Área de Ambiente y Sustentabilidad.
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I., & Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal Of Botany*, 98(3), 572-592. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000364>
- Cazalis, V., Princé, K., Mihoub, J., Kelly, J., Butchart, S. H. M., & Rodrigues, A. S. (2020). Effectiveness of protected areas in conserving tropical forest birds. *Nature Communications*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18230-0>
- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L. G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L. A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D. S., Kennedy, C. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Letourneau, D. K., . . . Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5(10). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>
- Didan, K. (2021). *MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 500m SIN Grid V061* [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Accessed 2023-03-20 from <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD13A1.061>
- Durán, S. M., Martín, R. E., Díaz, S., Maitner, B. S., Malhi, Y., Salinas, N., Shenkin, A., Silman, M. R., Wiczynski, D. J., Asner, G. P., Bentley, L. P., Savage, V. M., & Enquist, B. J. (2019). Informing trait-based ecology by assessing remotely sensed functional diversity across a broad tropical temperature gradient. *Science Advances*, 5(12). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw8114>
- Eklundh, L., & Jonsson, P. (2015). TIMESAT: A software package for time-series processing and assessment of vegetation dynamics. In C. Kuenzer, S. Dech, & W. Wagner (Eds.), *Remote sensing and digital image processing* (pp. 141–158). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-15967-6_7
- Fernando, W. D. (2012). Plants: An International Scientific Open Access Journal to Publish All Facets of Plants, Their Functions and Interactions with the Environment and Other Living Organisms. *Plants*, 1(1), 1-5. <https://doi.org/10.3390/plants1010001>
- Ferrer-Sánchez, Y., Castillo, A. J. R., Plasencia-Vázquez, A. H., & Abasolo-Pacheco, F. (2024). Impacto del uso de suelo y la fragmentación del paisaje sobre la calidad del agua del río Teaone en Ecuador. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 40, 15-36. <https://doi.org/10.20937/rica.54900>
- García, R., González, A., & Benavidez-Silva, C. (2023). Análisis espacio temporal del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado (NDVI) en el ecosistema bosque semideciduo piemontano del Catamayo Alamor. *CEDAMAZ*, 13(2), 140-147. <https://doi.org/10.54753/cedamaz.v13i2.2053>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, 110-139.
- Hausmann, A., Slotow, R., Burns, J. K., & Di Minin, E. (2015). The ecosystem service of sense of place: benefits for human well-being and biodiversity conservation. *Environmental Conservation*, 43(2), 117-127. <https://doi.org/10.1017/s0376892915000314>
- Higgins, S. I., Conradi, T., & Muhoko, E. (2023). Shifts in vegetation activity of terrestrial ecosystems attributable to climate trends. *Nature Geoscience*, 16(2), 147-153. <https://doi.org/10.1038/s41561-022-01114-x>
- IPCC, 2023: Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 1-34, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001
- Karger, D. N., Schmatz, D. R., Dettling, G., & Zimmermann, N. E. (2020). High-resolution monthly precipitation and temperature time series from 2006 to 2100. *Scientific Data*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00587-y>
- Karger, D. N., Wilson, A. M., Mahony, C., Zimmermann, N. E., & Jetz, W. (2021). Global daily 1 km land surface precipitation based on cloud cover-informed downscaling. *Scientific Data*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-021-01084-6>
- Kleemann, J., Zamora, C., Villacis-Chiluisa, A. B., Cuenca, P., Koo, H., Noh, J. K., Fürst, C., & Thiel, M. (2022). Deforestation in Continental Ecuador with a Focus on Protected Areas. *Land*, 11(2), 268. <https://doi.org/10.3390/land11020268>

- García, R., Zhingre, W. (2025). Análisis de las tendencias del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizado y variables climáticas en el Bosque deciduo de tierras bajas del Jama Zapotillo y Herbazal del Páramo de Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 15(1), 101-110. <https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2367>
- Lausch, A., Selsam, P., Pause, M., & Bumberger, J. (2024). Monitoring vegetation- and geodiversity with remote sensing and traits. *Philosophical Transactions Of The Royal Society A Mathematical Physical And Engineering Sciences*, 382(2269). <https://doi.org/10.1098/rsta.2023.0058>
- Maita, J. (2015). *Dinámica espacio temporal del Índice de vegetación Mejorado (EVI) en los Ecosistemas del Sur del Ecuador* [Tesis de Maestría, Universidad del Azuay]. Dspace de la Universidad del Azuay. <http://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/4933>
- Migliavacca, M., Musavi, T., Mahecha, M. D., Nelson, J. A., Knauer, J., Baldocchi, D. D., Perez-Priego, O., Christiansen, R., Peters, J., Anderson, K., Bahn, M., Black, T. A., Blanken, P. D., Bonal, D., Buchmann, N., Caldararu, S., Carrara, A., Carvalhais, N., Cescatti, A., . . . Reichstein, M. (2021). The three major axes of terrestrial ecosystem function. *Nature*, 598(7881), 468-472. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03939-9>
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2013). Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural, Quito.
- National Aeronautics and Space Administration's Earth Science Data Systems (ESDS) Program (<https://search.earthdata.nasa.gov/search>).
- Nath, D., Nath, R., & Chen, W. (2024). Faster dieback of rainforests altering tropical carbon sinks under climate change. *Npj Climate And Atmospheric Science*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41612-024-00793-0>
- Pourrut, P. (1983). Los climas del Ecuador: fundamentos explicativos. Quito.
- Psistaki, K., Tsantopoulos, G., & Paschalidou, A. K. (2024). An Overview of the Role of Forests in Climate Change Mitigation. *Sustainability*, 16(14), 6089. <https://doi.org/10.3390/su16146089>
- QGIS Development Team. (2023). QGIS Geographic Information System (Version 3.32) [Software de geoinformación]. Open-Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>
- Sangha, K. K., Gordon, I. J., & Costanza, R. (2022). Ecosystem Services and Human Wellbeing-Based Approaches Can Help Transform Our Economies. *Frontiers In Ecology And Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.841215>
- Senf, C. (2022). Seeing the System from Above: The Use and Potential of Remote Sensing for Studying Ecosystem Dynamics. *Ecosystems*, 25(8), 1719-1737. <https://doi.org/10.1007/s10021-022-00777-2>
- Udivia Zambrano, K.Y. (2020). *Análisis de la dinámica espacio temporal del índice de vegetación de diferencia normalizada (ndvi) y su relación con patrones climáticos globales en el páramo ecuatorial entre el año 2001 y 2018* [Tesis de Maestría, Escuela Politécnica Nacional]. Repositorio digital- EPN. <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/21251>
- Villalba, D. J. S., Pazmiño, L. A. M., Del Corral Villarroel, V. H., Garófalo, M. F. M., Machado, D. A. Y., & Ulloa, C. o. P. (2024). Análisis del estado de la vegetación de una microcuenca amazónica mediante el NDVI. caso de estudio Microcuenca del Río Sandalias. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(4), 11003-11015. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i5.13236
- Wang, J., Rich, P. M., & Price, K. P. (2003). Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *International Journal Of Remote Sensing*, 24(11), 2345-2364. <https://doi.org/10.1080/01431160210154812>
- World Meteorological Organization (2024). Estado del Clima en América Latina y el Caribe 2023. <https://library.wmo.int/records/item/68895-el-estado-del-clima-en-america-latina-y-el-caribe-2023?offset=7>
- Yang, Y., Wang, S., Bai, X., Tan, Q., Li, Q., Wu, L., Tian, S., Hu, Z., Li, C., & Deng, Y. (2019). Factors Affecting Long-Term Trends in Global NDVI. *Forests*, 10(5), 372. <https://doi.org/10.3390/f10050372>
- Yin, G., He, W., Liu, X., Xia, Y., & Zhang, H. (2024). Wetting or greening? Probing the global trends in Vegetation Condition Index (VCI). *International Journal Of Applied Earth Observation And Geoinformation*, 129, 103822. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2024.103822>
- Zeng, Y., Koh, L. P., & Wilcove, D. S. (2022). Gains in biodiversity conservation and ecosystem services from the expansion of the planet's protected areas. *Science Advances*, 8(22). <https://doi.org/10.1126/sciadv.abl9885>



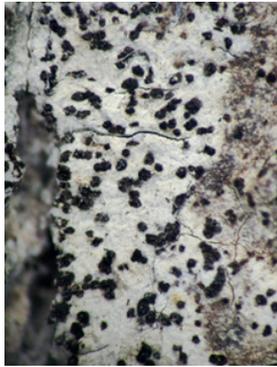
La Reserva natural Pisaca está situada en la región biogeográfica de los Andes Ecuatorianos, dentro de la provincia de Loja, en el cantón Paltas (Baquero et al., 2004). El área protegida cuenta con una superficie de 39,87 hectáreas de bosque seco andino con un clima cálido y seco, típico de las regiones tropicales (Baquero et al., 2004). Entre las especies vegetales destacadas se encuentran *Myrcianthes* sp., *Lafoensia acuminata* y *Vachellia macracantha* (Aguirre-Padilla et al., 2018; Cueva et al., 2019), y es reconocida como una de las principales microcuencas para los servicios básicos de la ciudad (Cueva et al., 2019).

La Reserva es uno de los principales destinos turísticos del cantón de Paltas (Ramón & Solano, 2009; López & Gil, 2017; Encalada et al., 2019; Paladines, 2019; Díaz et al., 2021; López et al., 2021), sin embargo, aún existe una carencia de información detallada sobre flora. Esta situación representa una oportunidad para desarrollar nuevas líneas de investigación, y de esta manera, contribuir a la protección de la rica biodiversidad que alberga dicha área protegida (Baquero et al., 2004; Albarracín et al., 2021).

Los briófitos y líquenes son elementos característicos de bosques montanos, bosques secos, bosques amazónicos, matorrales y páramos de Ecuador y se han utilizado como indicadores de cambios ambientales (Benítez et al., 2015, Castillo-Monroy et al., 2016, Benítez et al., 2015; 2019; 2024a, b; Déleg et al., 2021; Medina et al., 2021, Yangua-Solano et al., 2023). El objetivo fue describir la diversidad de briófitos y líquenes epífitos de la Reserva Pisaca del Cantón Paltas (Figura 1), la cual servirá de apoyo para la toma de decisiones relacionadas con el manejo y la conservación de estos pequeños refugios de biodiversidad. Se presentó el primer reporte de líquenes y briófitos (86 especies), distribuidas en 65 líquenes y 21 briófitos en tres zonas de distinta altitud: baja (1750-1850 m s.n.m.), media (2040-2140 m s.n.m.) y alta (2160-2320 m s.n.m.) con diferentes condiciones ambientales (Baquero et al., 2004; Cueva et al., 2019).



Figura 1. Mapa de la Reserva Pisaca al sur del Ecuador en el Cantón Paltas, con los puntos de muestreo de líquenes y briófitos epífitos, y una imagen del respectivo cuadrante.



1 *Arthonia ilicina*
ARTHONIACEAE



2 *Bacidia* sp.
RAMALINACEAE



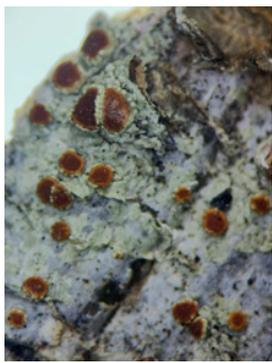
3 *Bacidia* sp1
RAMALINACEAE



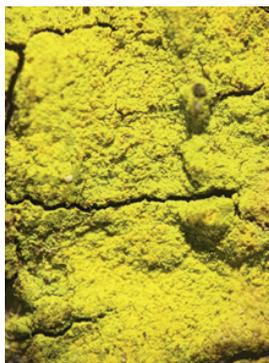
4 *Bulbothrix isidiza*
PARMELIACEAE



5 *Caloplaca* sp.
TELOSCHISTACEAE



6 *Caloplaca* sp1
TELOSCHISTACEAE



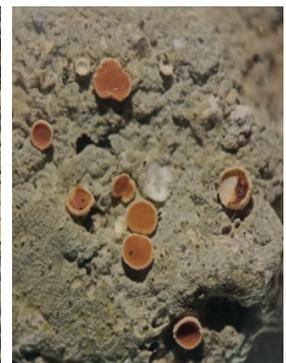
7 *Chrysothrix candelaris*
CHRYSOTRICHACEAE



8 *Coccocarpia palmicola*
COCCOCARPIACEAE



9 *Coenogonium luteum*
COENOIONIACEAE



10 *Coenogonium roumeguerianum*
COENOIONIACEAE



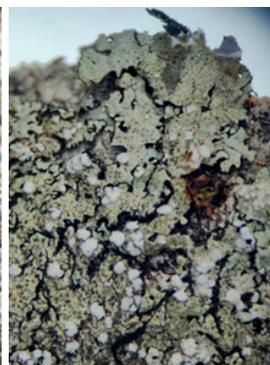
11 *Coniocarpon cinnabarinum*
ARTHONIACEAE



12 *Dirinaria picta*
CALICIACEAE



13 *Fissurina columbina*
GRAPHIDACEAE



14 *Flavoparmelia* sp.
PARMELIACEAE



15 *Flavoparmelia ecuadorensis*
PARMELIACEAE

María Ganazhapa-Plasencia², Leslye Ruiz¹, Ángel Benítez^{1,2*}

1. Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales-BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador-, 2. Carrera de Biología, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador.



Email: arbenitez@utpl.edu.ec

Bosques Latitud Cero 15(1), 111-121. 2025

<https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307>



16 *Flavoplaca citrina*
TELOSCHISTACEAE



17 *Glyphis cicatricosa*
GRAPHIDACEAE



18 *Glyphis elegans*
GRAPHIDACEAE



19 *Glyphis leptoclada*
GRAPHIDACEAE



20 *Herpothallon granulare*
ARTHONIACEAE



21 *Heterodermia* sp.
ARTHONIACEAE



22 *Heterodermia* sp1
PHYSICIACEAE



23 *Heterodermia granulifera*
PHYSICIACEAE



24 *Hypotrachyna* sp.
PARMELIACEAE



25 *Hypotrachyna cirrhata*
PARMELIACEAE



26 *Hypotrachyna lipidifera*
ARTHONIACEAE



27 *Lecanora chlarotera*
LECANORACEAE



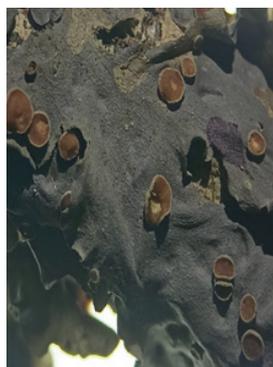
28 *Lecanora leprosa*
LECANORACEAE



29 *Lecanora tropica*.
LECANORACEAE



30 *Lepraria* sp.
STEREOCAULACEAE



31 *Leptogium chloromelum*
COLLEMATACEAE



32 *Leptogium milligranum*
COLLEMATACEAE



33 *Leptogium phyllocarpum*
COLLEMATACEAE



34 *Leptogium aff. pseudofurfuraceum*
COLLEMATACEAE



35 *Lobariella exornata*
PELTIGERACEAE



36 *Lobariella subexornata*
PELTIGERACEAE



37 *Leucodermia leucomelos*
PHYSICIACEAE



38 *Parmotrema chinense*
PARMELIACEAE



39 *Parmotrema fasciculatum*
PARMELIACEAE



40 *Parmotrema mellissii*
PARMELIACEAE



41 *Parmotrema reticulatum*
PARMELIACEAE



42 *Parmotrema robustum*
PARMELIACEAE



43 *Parmotrema subsidiosum*
PARMELIACEAE



44 *Parmotrema subsumptum*
PARMELIACEAE



45 *Pertusaria* sp.
PERTUSARIACEAE



46 *Pertusaria texana*
PERTUSARIACEAE



47 *Phaeographis* sp.
GRAPHIDACEAE



48 *Phaeographis dentritica*
GRAPHIDACEAE



49 *Phaeographis sculpturata*
GRAPHIDACEAE



50 *Phyllopsora buettneri*
RAMALINACEAE



51 *Phyllopsora parvifolia*
RAMALINACEAE



52 *Phyllopsora* aff.
parvifoliella
RAMALINACEAE



53 *Phyllopsora furfuracea*
RAMALINACEAE



54 *Physcia lacinulata*
PHYSICIACEAE



55 *Polyblastidium albicans*
PHYSICIACEAE



56 *Porina* aff. *nucula*
PORINACEAE



57 *Pyrenula* sp.
PYRENULACEAE



58 *Ramalina celastri*
RAMALINACEAE



59 *Ramboldia* aff. *haematites*
RAMBOLDIACEAE



60 *Sticta beauvoisii*.
PELTIGERACEAE

María Ganazhapa-Plasencia², Leslye Ruiz¹, Ángel Benítez^{1,2*}

1. Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales-BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador-, 2. Carrera de Biología, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador.



Email: arbenitez@utpl.edu.ec

Bosques Latitud Cero 15(1), 111-121. 2025

<https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307>



61 *Sticta* aff. *damaecornis*
PELTIGERACEAE



62 *Syncesia farinacea*
ROCELLACEAE



63 *Teloschistes flavicans*
TELOSCHISTACEAE



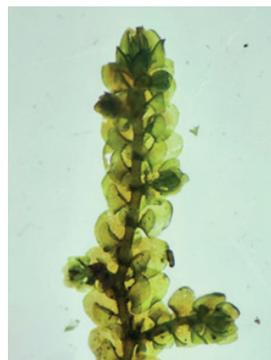
64 *Usnea cornuta*
PARMELIACEAE



65 *Usnea strigosa*
PARMELIACEAE



66 *Brycteris filicina*
LEJEUNEACEAE



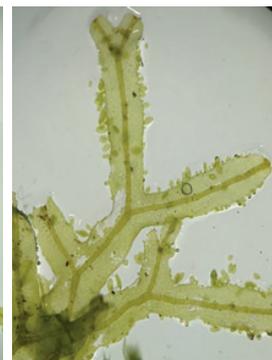
67 *Frullania ericoides*
FRULLANIACEAE



68 *Lejeunea laetevirens*
LEJEUNEACEAE



69 *Metzgeria lechleri*
METZGERIACEAE



70 *Metzgeria rufula*
METZGERIACEAE



71 *Plagiochila* aff. *simplex*
PLAGIOCHILACEAE



72 *Porella leiboldii*
PORELLACEAE



73 *Radula javanica*
RADULACEAE



74 *Radula quadrata*
RADULACEAE



75 *Thysananthus auriculatus*
LEJEUNEACEAE



76 *Brachythecium plumosum*
BRACHYTHECIACEAE



77 *Campylopus richardii*
LEUCOBRYACEAE



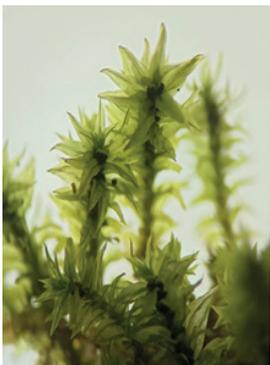
78 *Cryphaea patens*
CRYPHAEEAEAE



79 *Cyrto-hypnum minutulum*
THUIDIACEAE



80 *Fissidens steerei*
FISSIDENTACEAE



81 *Leptodontium longicaule* var. *longicaule*.
POTTIACEAE



82 *Porotrichum expansum*
NECKERACEAE



83 *Orthostichella pentasticha*
PTEROBRYACEAE



84 *Rhynchostegium scariosum*
BRACHYTHECIACEAE



85 *Squamidium macrocarpum*
BRACHYTHECIACEAE



86 *Syntrichia amphidiacea*
POTTIACEAE

La Reserva Pisaca Paltas-Ecuador: Un punto caliente de biodiversidad de líquenes y briófitos

The Pisaca Paltas Reserve-Ecuador: A hotspot of lichen and bryophyte biodiversity

María Ganazhapa-Plasencia², Leslye Ruiz¹, Ángel Benítez^{1,2*}

1. Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales-BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador-, 2. Carrera de Biología, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador.



Email: arbenitez@utpl.edu.ec

Bosques Latitud Cero 15(1), 111-121. 2025

<https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307>

Listado de especies

Nº	Familia	Especies
1	Arthoniaceae	<i>Arthonia ilicina</i> Taylor
2	Ramalinaceae	<i>Bacidia</i> sp.
3	Ramalinaceae	<i>Bacidia</i> sp1
4	Parmeliaceae	<i>Bulbothrix isidiza</i> (Nyl.) Hale
5	Teloschistaceae	<i>Caloplaca</i> sp
6	Teloschistaceae	<i>Caloplaca</i> sp1
7	Chrysothricaceae	<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) J. R. Laundon
8	Coccocarpiaceae	<i>Coccocarpia palmicola</i> (Sprengel) Arv. y DJ Galloway
9	Coenogoniaceae	<i>Coenogonium luteum</i> (Dicks.) Kalb & Lücking
10	Coenogoniaceae	<i>Coenogonium roumeguerianum</i> (Müll. Arg.) Kalb
11	Arthoniaceae	<i>Coniocarpon cinnabarinum</i> DC.
12	Caliciaceae	<i>Dirinaria picta</i> (Sw.) Clem. y esquivar
13	Graphidaceae	<i>Fissurina columbina</i> (Tuck.) Staiger
14	Parmeliaceae	<i>Flavoparmelia</i> sp.
15	Parmeliaceae	<i>Flavoparmelia ecuadorensis</i> T.H. Nash, Elix & J. Johnst.
16	Teloschistaceae	<i>Flavoplaca citrina</i> (Hoffm.) Arup, Frödén & Søchting
17	Graphidaceae	<i>Glyphis cicatricosa</i> Ach.
18	Graphidaceae	<i>Graphis elegans</i> (Borrer ex Sm.) Ach.
19	Graphidaceae	<i>Graphis leptoclada</i> Müll.Arg.
20	Arthoniaceae	<i>Herpothallon granulare</i> (Sipman) Aptroot & Lücking
21	Physciaceae	<i>Heterodermia</i> sp.
22	Physciaceae	<i>Heterodermia</i> sp1
23	Physciaceae	<i>Heterodermia granulifera</i> (Ach.) Culb.
24	Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna</i> sp.
25	Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna cirrhata</i> (Fr.) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch
26	Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna lipidifera</i> (Hale & M. Wirth) Divakar, A. Crespo, Sipman, Elix & Lumbsch
27	Lecanoraceae	<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.
28	Lecanoraceae	<i>Lecanora leprosa</i> Fée
29	Lecanoraceae	<i>Lecanora tropica</i> Zahlbr.
30	Stereocaulaceae	<i>Lepraria</i> sp.
31	Collemataceae	<i>Leptogium chloromelum</i> (Ach.) Nyl.
32	Collemataceae	<i>Leptogium milligranum</i> Sierk
33	Collemataceae	<i>Leptogium phyllocarpum</i> (Pers.) Mont.
34	Collemataceae	<i>Leptogium aff. pseudofurfuraceum</i> P.M. Jørg. & Wallace
35	Peltigeraceae	<i>Lobariella exornata</i> (Zahlbr.) Yoshim.
36	Peltigeraceae	<i>Lobariella subexornata</i> (Yoshim.) Yoshim.
37	Physciaceae	<i>Leucodermia leucomelos</i> (L.) Kalb
38	Parmeliaceae	<i>Parmotrema chinense</i> (Osbeck) Hale & Ahti
39	Parmeliaceae	<i>Parmotrema fasciculatum</i> (Van.) Hale

La Reserva Pisaca Paltas-Ecuador: Un punto caliente de biodiversidad de líquenes y briófitos

The Pisaca Paltas Reserve-Ecuador: A hotspot of lichen and bryophyte biodiversity

María Ganazhapa-Plasencia², Leslye Ruiz¹, Ángel Benítez^{1,2*}

1. Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales-BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador-, 2. Carrera de Biología, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador.



Email: arbenitez@utpl.edu.ec

Bosques Latitud Cero 15(1), 111-121. 2025

<https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307>

Nº	Familia	Especies
40	Parmeliaceae	<i>Parmotrema mellissii</i> (C.W. Dodge) Hale
41	Parmeliaceae	<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy
42	Parmeliaceae	<i>Parmotrema robustum</i> (Degel.) Hale
43	Parmeliaceae	<i>Parmotrema subsidiosum</i> (Müll. Arg.) Hale & Fletcher
44	Parmeliaceae	<i>Parmotrema subsumptum</i> (Nyl.) Hale
45	Pertusariaceae	<i>Pertusaria</i> sp.
46	Pertusariaceae	<i>Pertusaria texana</i> Müll.Arg.
47	Graphidaceae	<i>Phaeographis dendritica</i> (Ach.) Müll.Arg.
48	Graphidaceae	<i>Phaeographis scalpturata</i> (Ach.) Staiger
49	Graphidaceae	<i>Phaeographis</i> sp.
50	Ramalinaceae	<i>Phyllopsora buettneri</i> (Müll.Arg.) Zahlbr.
51	Ramalinaceae	<i>Phyllopsora parvifolia</i> (Pers.) Müll.Arg.
52	Ramalinaceae	<i>Phyllopsora aff. parvifoliella</i> (Nyl.) Müll.Arg.
53	Ramalinaceae	<i>Phyllopsora furfuracea</i> (Pers.) Zahlbr.
54	Physciaceae	<i>Physcia lacunculata</i> Müll.Arg.
55	Physciaceae	<i>Polyblastidium albicans</i> (Pers.) SY Kondr., Lőkös & Hur
56	Porinaceae	<i>Porina aff. nucula</i> Ach.
57	Pyrenulaceae	<i>Pyrenula</i> sp.
58	Ramalinaceae	<i>Ramalina celastri</i> (Sprengel) Krog & Swinscow
59	Ramboldiaceae	<i>Ramboldia aff. haematites</i> (Fée) Kalb, Lumbsch & Elix
60	Peltigeraceae	<i>Sticta beauvoisii</i> Delise
61	Peltigeraceae	<i>Sticta aff. damicornis</i> (Sw.) Ach.
62	Roccellaceae	<i>Syncesia farinacea</i> (Fée) Tehler
63	Teloschistaceae	<i>Teloschistes flavicans</i> (Sw.) Norman
64	Parmeliaceae	<i>Usnea cornuta</i> Körb.
65	Parmeliaceae	<i>Usnea strigosa</i> (Ach.) Eaton
66	Lejeuneaceae	<i>Bryopteris flicina</i> (Sw.) Nees.
67	Frullaniaceae	<i>Frullania ericoides</i> (Nees) Mont.
68	Lejeuneaceae	<i>Lejeunea laetevirens</i> Nees & Mont.
69	Metzgeriaceae	<i>Metzgeria lechleri</i> Steph.
70	Metzgeriaceae	<i>Metzgeria rufula</i> Spruce.
71	Plagiochilaceae	<i>Plagiochila aff. simplex</i> (Sw.) Lindenb.
72	Porellaceae	<i>Porella leiboldii</i> (Lehm.) Trevis
73	Radulaceae	<i>Radula javanica</i> Gottsche.
74	Radulaceae	<i>Radula quadrata</i> Gottsche.
75	Lejeuneaceae	<i>Thysananthus auriculatus</i> (Wilson & Hook.) Sukkharak & Gradst.
76	Brachytheciaceae	<i>Brachythecium plumosum</i> (Hedw.) Schimp.
77	Leucobryaceae	<i>Campylopus richardii</i> Brid.
78	Cryphaeaceae	<i>Cryphaea patens</i> Müll.Hal.
79	Thuidiaceae	<i>Cyrto-hypnum minutulum</i> (Hedw.) W.R.Buck & H.A.Crum.

La Reserva Pisaca Paltas-Ecuador: Un punto caliente de biodiversidad de líquenes y briófitos

The Pisaca Paltas Reserve-Ecuador: A hotspot of lichen and bryophyte biodiversity

María Ganazhapa-Plasencia², Leslye Ruiz¹, Ángel Benítez^{1,2*}

1. Biodiversidad de Ecosistemas Tropicales-BIETROP, Herbario HUTPL, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador-, 2. Carrera de Biología, Departamento de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Técnica Particular de Loja, San Cayetano Alto s/n, Loja 1101608, Ecuador.



Email: arbenitez@utpl.edu.ec

Bosques Latitud Cero 15(1), 111-121. 2025

<https://doi.org/10.54753/blc.v15i1.2307>

Nº	Familia	Especies
80	Fissidentaceae	<i>Fissidens steerei</i> Grout.
81	Pottiaceae	<i>Leptodontium longicaule</i> Mitt., J. Linn. Soc., Bot. var longicaule.
82	Neckeraceae	<i>Porotrichum expansum</i> (Taylor) Mitt.
83	Pterobryaceae	<i>Orthostichella pentasticha</i> (Brid.) W.R. Buck.
84	Brachytheciaceae	<i>Rhynchostegium scariosum</i> (Taylor) A.Jaeger.
85	Brachytheciaceae	<i>Squamidium macrocarpum</i> (Mitt.) Broth.
86	Pottiaceae	<i>Syntrichia amphidiacea</i> (Müll.Hal.) R.H.Zander.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Herbario UTPL, por el apoyo en el protocolo, las actividades y el levantamiento técnico de muestras e identificación de taxones. De igual manera, agradecemos a Naturaleza y Cultura por permitir el acceso a la Reserva. Agradecemos especialmente a la Universidad Técnica Particular de Loja por el apoyo financiero brindado a la investigación, el cual ha sido fundamental para la realización del proyecto.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

G.P.M.C. recolección de muestras, identificación taxonómica, depuración de datos y la redacción del borrador inicial del manuscrito. R.M.L.N. recolección e identificación de muestras. Por su parte, B.C.A.R. curación y visualización de las muestras, revisión las especies identificadas y participó en la redacción final del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre-Padilla, N., Alvarado-Espejo, J., & Granda-Pardo, J. (2018). Bienes y servicios ecosistémicos de los bosques secos de la provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero*, 8(2), 118–130.

Albarracín, M., Ramón, G., González, J., Iñiguez-Armijos, C., Zakaluk, T., & Martos-Rosillo, S. (2021). The ecohydrological approach in water sowing and harvesting systems: The case of the Paltas Catacocha ecohydrology demonstration site, Ecuador. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 21(3), 454–466. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.07.007>

Baquero, F., Sierra, R., Ordóñez, L., Tipán, M., Espinoza, L., Rivera, M. B., & Soria, P. (2004). La vegetación de Los Andes del Ecuador. *Memoria explicativa de los mapas de vegetación: potencial y remanente a escala 1:250.000 y del modelamiento predictivo con especies indicadoras*. EcoCiencia/CESLA/Corporación EcoPar/MAG SIGAGRO/CDC - Jatun Sacha/División Geográfica - IGM. Quito.

Benítez, Á., Aragón, G., & Prieto, M. (2019). Lichen diversity on tree trunks in tropical dry forests is highly influenced by host tree traits. *Biodiversity and Conservation*, 28(11), 2909–2929.

Benítez, Á., Prieto, M., & Aragón, G. (2015). Large trees and dense canopies: key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 88(5), 521–527.

Benítez, Á., Ortiz, J., Matamoros-Apolo, D., Bustamante, A., López, F., Yangua-Solano, E., & Gusmán-Montalván, E. (2024a). Forest Disturbance Determines Diversity of Epiphytic Lichens and Bryophytes on Trunk Bases in Tropical Dry Forests. *Forests*, 15(9), 1565.

Benítez, Á., Cruz, D., López, F., Cumbicus, N., Naranjo, C., Riofrío, M., ... & Vega, M. (2024b). Epiphytic Lichens in Salt Flats as Biodiversity Refuges in Reserva Ecológica Arenillas. *Diversity*, 16(11), 655.

Castillo-Monroy, A. P., Benítez, Á., Reyes-Bueno, F., Donoso, D. A., & Cueva, A. (2016). Biocrust structure responds to soil variables along a tropical scrubland elevation gradient. *Journal of Arid Environments*, 124, 31–38.



- Cueva, E., Lozano, D., & Yaguana, C. (2019). Efecto de la gradiente altitudinal sobre la composición florística, estructura y biomasa arbórea del bosque seco andino, Loja, Ecuador. *Bosque (Valdivia)*, 40(3), 365–378. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002019000300365>
- Déleg, J., Gradstein, S. R., Aragón, G., Giordani, P., & Benítez, Á. (2021). Cryptogamic epiphytes as indicators of successional changes in megadiverse lowland rain forests of western Amazonia. *Ecological Indicators*, 129, 107890.
- Díaz, L., Campoverde, S., Loarte, M., Guaya, P. (2021). Importance of the landscape as a resource in tourist planning. *Journal of Tourism and Development*, 37, 31–45. <https://doi.org/10.34624/rtd.v37i0.26356>
- Encalada, D., Castro, L. M., Moreno Ochoa, W. S., Eraly, D., & Paladines, B. (2019). *Aprovechamiento sostenible de la biodiversidad: El Vainillo (Caesalpinia spinosa) como alternativa productiva sostenible en la provincia de Loja*. 88–97. <https://www.researchgate.net/publication/325929698>
- López, M. L., Campoverde Coronel, S., Loarte Tene, M., & Guaya Pauta, P. (2021). Importance of the landscape as a resource in tourist planning. *Journal of Tourism and Development*, 37, 31–45. <https://doi.org/10.34624/rtd.v37i0.26356>
- López, S. E., & Gil Rivero, A. E. (2017). Efecto del acondicionamiento osmótico en la germinación de semillas de *Caesalpinia spinosa* (Feuillee ex Molina) Kuntze (Fabaceae) "taya. *Arnaldoa*, 24(1), 333–342. <https://doi.org/10.22497/ARNALDOA.241.24115>
- Medina, J., Quizhpe, W., Deleg, J., Gonzalez, K., Aguirre, Z., Aguirre, N., ... & Benitez, A. (2021). Are Juglans neotropica Plantations Useful as a Refuge of Bryophytes Diversity in Tropical Areas?. *Life*, 11(5), 434.
- Paladines, J. E. (2019). Ruta arqueológica vivencial del cantón Paltas. *Tesis de Pregrado*, 1–177. <http://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/9877>
- Ramón, T., & Solano, N. (2009). Corredor turístico virtual Provincia de Loja. *Tesis de Pregrado*, 1–202. <https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/2499/1/338X1066.pdf>
- Yangua-Solano, E., Carrión-Paladines, V., & Benítez, Á. (2023). Effects of fire on pyrodiversity of terricolous non-tracheophytes photoautotrophs in a páramo of Southern Ecuador. *Diversity*, 15(12), 1176.



UNL

Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja
www.unl.edu.ec



Revista Bosques Latitud Cero

<https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques>

