

BOSQUES

Latitud Cero

Revista Indexada

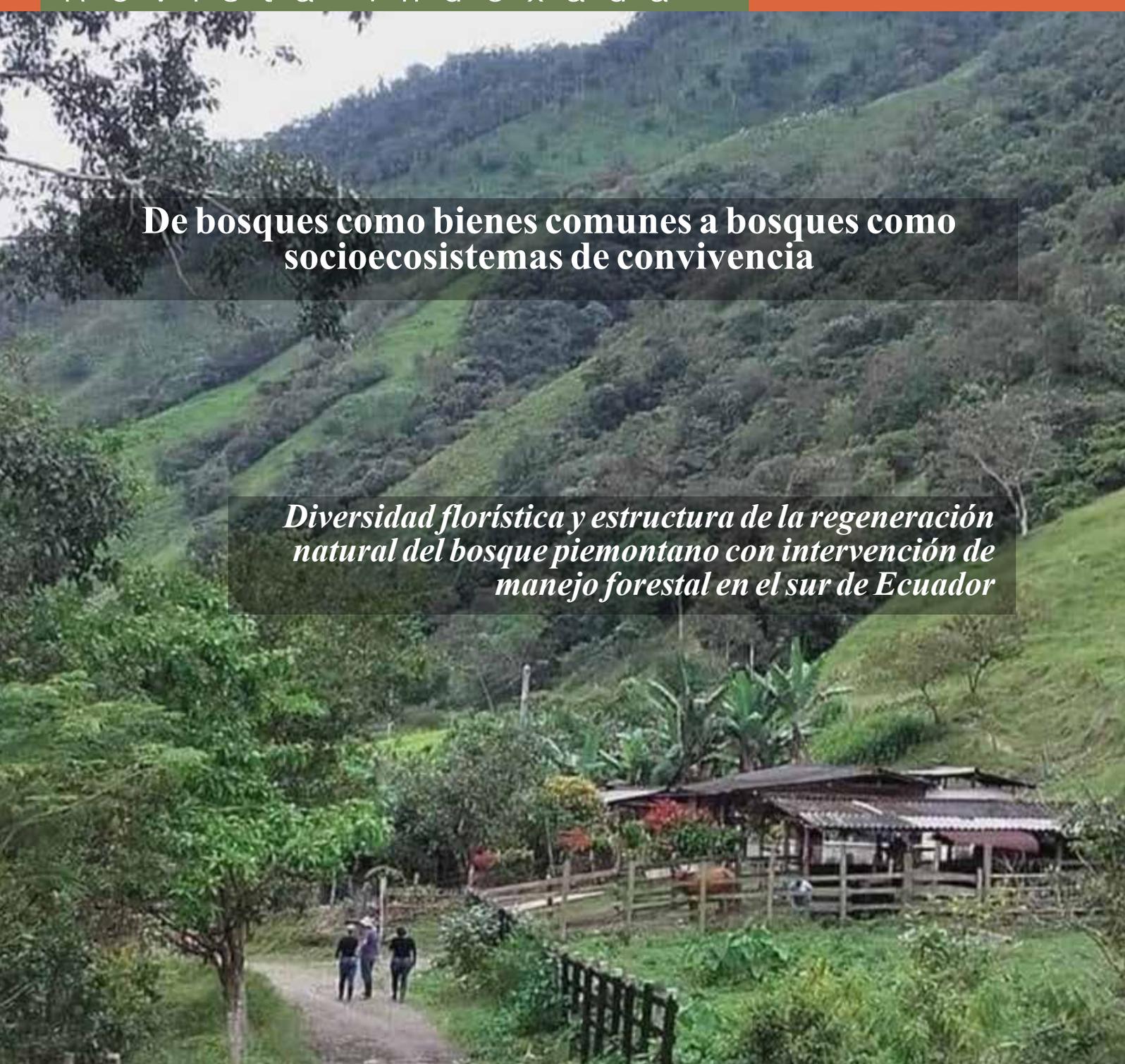
Volumen 14. No 1 2024

ISSNe 2528-7818

DOI: 10.54753/blc.v14i1

De bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia

Diversidad florística y estructura de la regeneración natural del bosque piemontano con intervención de manejo forestal en el sur de Ecuador



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*

**Editorial: Universidad
Nacional de Loja**

PAGINA ELECTRONICA

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

CONSEJO EDITORIAL

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

De bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia

En la presente edición exploramos la transformación de la percepción de los bosques, de ser considerados simplemente como bienes comunes a convertirse en socioecosistemas de convivencia. En este número, nos sumergiremos en un tema crucial que resalta la importancia de la diversidad florística y la estructura de la regeneración natural en el contexto de los bosques piemontanos. Durante siglos, los bosques han sido vistos principalmente como recursos naturales explotables, proporcionando madera, alimentos y refugio. Sin embargo, en los últimos tiempos, nuestra comprensión de estos ecosistemas ha evolucionado significativamente. Ahora entendemos que los bosques son mucho más que un conjunto de árboles; son complejas redes de interacciones biológicas, ecológicas y sociales que sustentan la vida en nuestro planeta.

Los bosques piemontanos, en particular, son un tesoro de biodiversidad y un ejemplo destacado de cómo la diversidad florística y la estructura de la regeneración natural juegan un papel fundamental en la sostenibilidad de estos ecosistemas. La variedad de especies vegetales en estos bosques no solo contribuye a la salud general del ecosistema, sino que también proporciona servicios ecosistémicos vitales, como la regulación del ciclo del agua y la captura de carbono. En este número, presentamos una serie de estudios e investigaciones que destacan la riqueza de la biodiversidad en los bosques piemontanos y su importancia en la promoción de la resiliencia frente a los desafíos ambientales actuales, como el cambio climático y la degradación del suelo. Exploramos cómo la estructura de la regeneración natural, incluyendo la dinámica de la sucesión vegetal y la influencia de factores ambientales, contribuye a mantener la salud y la vitalidad de estos ecosistemas.

Es importante señalar que los artículos que se presentan en el siguiente número demuestra la importancia de la gestión sostenible de los bosques piemontanos no solo implica la conservación de la diversidad biológica, sino también la promoción de la diversidad cultural y el respeto por las comunidades locales que dependen de estos recursos naturales. Los bosques se están convirtiendo cada vez más en socioecosistemas de convivencia, donde las necesidades de la naturaleza y las de las personas se equilibran de manera armoniosa.

Invitamos a la reflexión sobre la forma en que percibimos y valoramos los bosques, pasando de verlos como simples bienes comunes a comprenderlos como socioecosistemas esenciales para nuestra supervivencia y calidad de vida. Esperamos que disfruten de los artículos y estudios que hemos reunido para iluminar este tema crucial.

Vinicio Alvarado Jaramillo
Editor de la RBLC

ÍNDICE

Parámetros poblacionales y regeneración natural de <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan, en el valle de Vilcabamba, cantón Loja, Ecuador Estefanía Barrera-Jiménez, Josué Castro Veintimilla, Zhofre Aguirre Mendoza	1
De bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia Rodrigo Arce Rojas	15
Impactos del cambio climático en la distribución potencial de especies forestales prioritizadas de la Amazonía ecuatoriana Gina Calvas-Serrano, Juan Maita, Erick Angamarca, Paúl Eguiguren, Darío Veintimilla	31
Atributos fenotípicos y agronómicos de dos cultivares de achiote (<i>Bixa orellana</i> L.) en Madre de Dios, Perú María Zafra-Lapatnikova, Olenka Alarcón-Pardo, Alberto Julca-Otiniano, Leonel Alvarado-Huamán, Ricardo Borjas-Ventura	47
Estadísticas de incendios forestales en el cantón Loja, provincia Loja, Ecuador, en el periodo 2011 – 2020 Marcos Ramos-Rodríguez, Edison Poma-Cabrera, José Reyes-Chancay	64
Inflamabilidad de especies representativas en un matorral andino del sur de Ecuador Andrea Coronel, Luis Muñoz-Chamba, Johana Muñoz, Zhofre Aguirre	77
Diagnóstico socioeconómico de sistemas agroforestales en el recinto San Francisco de la parroquia El Anegado Alfredo Jimenez-González, Roberth Carvajal-Nunura, Jahir Ponce-Muñiz, Cesar Cabrera-Verdesoto	90
Diversidad florística y estructura de la regeneración natural del bosque piemontano con intervención de manejo forestal en el sur de Ecuador Tito Ramírez, Deicy Lozano	105
Contexto e implicaciones de la restauración ecológica y de paisajes Leonardo González, Vanessa Granda, Luis Muñoz, Sergio Torres, Zhofre Aguirre	123
Medición de gases de efecto invernadero en suelos agrícolas y ganaderos mediante cámaras estáticas cerradas en el sector Zalapa, ciudad de Loja María Paccha, Vinicio Alvarado-Jaramillo, Haline Heidinger, Lía Ramos	137
SECCIÓN TRABAJOS DE CAMPO	
Guía de Pteridophytas del bosque y vegetación protectores Rumi Wilco, Vilcabamba, Loja, Ecuador Alicia Cerchiai, Abigail González, Nelson Jaramillo.	150

INDEX

Population parameters and natural regeneration of <i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan, in the Vilcabamba valley, Loja, Ecuador. Estefanía Barrera-Jiménez, Josué Castro Veintimilla, Zhofre Aguirre Mendoza	1
From forests as common goods to forests as coexistence socioecosystems Rodrigo Arce Rojas	15
Impacts of climate change on the potential distribution of prioritized forest species in the Ecuadorian Amazon Gina Calvas-Serrano, Juan Maita, Erick Angamarca, Paúl Eguiguren, Darío Veintimilla	31
Phenotypic and agronomic attributes of two achiote (<i>Bixa orellana</i> L.) cultivars in Madre de Dios, Peru María Zafra-Lapatnikova, Olenka Alarcón-Pardo, Alberto Julca-Otiniano, Leonel Alvarado-Huamán, Ricardo Borjas-Ventura	47
Statistics of forest fires in the Loja canton, Loja province, Ecuador, in the period 2011 – 2020 Marcos Ramos-Rodríguez, Edison Poma-Cabrera, José Reyes-Chancay	64
Flammability of representative species in a matorral Andean of southern Ecuador Andrea Coronel, Luis Muñoz-Chamba, Johana Muñoz, Zhofre Aguirre	77
Socioeconomic diagnosis of agroforestry systems in the San Francisco area of the El Anegado parish Alfredo Jimenez-González, Roberth Carvajal-Nunura, Jahir Ponce-Muñiz, Cesar Cabrera-Verdesoto	90
Floristic diversity and structure of the natural regeneration of piedmont forest with forest management intervention in southern Ecuador Tito Ramírez, Deicy Lozano	105
Context and implications of ecological and landscape restoration Leonardo González, Vanessa Granda, Luis Muñoz, Sergio Torres, Zhofre Aguirre	123
Measurement of greenhouse gases in agricultural and livestock soils using closed static chambers in the Zalapa sector, city of Loja María Paccha, Vinicio Alvarado-Jaramillo, Haline Heidinger, Lía Ramos	137
FIELD WORK SECTION	
Guide to Pteridophytes of the Protective Forest and Vegetation of Rumi Wilco, Vilcabamba, Loja, Ecuador. Alicia Cerchiai, Abigail González, Nelson Jaramillo.	150

Parámetros poblacionales y regeneración natural de *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, en el valle de Vilcabamba, cantón Loja, Ecuador.

Population parameters and natural regeneration of *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, in the Vilcabamba valley, Loja, Ecuador.

Estefanía Barrera-Jiménez^{1*}

Josué Castro Veintimilla²

Zhofre Aguirre Mendoza¹

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

2. Consultor Independiente. Loja, Ecuador.

3. Docente-Investigador de la Universidad Nacional de Loja. Loja, Ecuador.

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

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2118>

Recibido: 21/10/2023

Aceptado: 22/12/2023

Resumen

Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan es una especie nativa de los bosques secos montanos con potencial para la restauración y manejo forestal sostenible, pero sus poblaciones están afectadas por la alteración de su hábitat. El objetivo fue evaluar los parámetros poblacionales y regeneración natural de esta especie, en el valle de Vilcabamba, cantón Loja, Ecuador. Se establecieron sistemáticamente 18 parcelas de 20 x 20 m con una separación de 150 m; con subparcelas de 2 x 2 m para las plántulas y brinzal, 5 x 5 m para latizal bajo y 10 x 10 m para latizal alto. La distribución espacial se calculó mediante el Índice de Morisita Estandarizado (I_p) y Análisis del Vecino Próximo; la densidad poblacional se determinó con la ecuación de densidad absoluta; para la estructura de edad se agrupó los individuos en clases diamétricas; para la evaluación de la regeneración se calculó la media poblacional de crecimiento en diámetro y altura; y, se obtuvieron los parámetros estructurales densidad y frecuencia. La especie tiene un patrón de distribución agrupado con una densidad de 239 ind/ha, la estructura etaria muestra una población en crecimiento con mayor cantidad de individuos juveniles. La regeneración natural es alta siendo los brinzales la categoría con el mayor número de individuos 119 ind/ha. Se determinó que la población y regeneración natural de la especie es alta, lo que indica que posee las condiciones adecuadas para su desarrollo y por ende sus poblaciones no están afectadas.

Palabras claves: dinámica de poblaciones, disposición espacial, densidad poblacional, ecología

Abstract

Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan is a native species of dry montane forests with potential for restoration and sustainable forest management, but its populations are affected by habitat alteration. The objective was to evaluate the population parameters and natural regeneration of this species in the Vilcabamba valley, Loja, Ecuador. Eighteen plots of 20 x 20 m with a separation of 150 m were systematically established; with subplots of 2 x 2 m for seedlings and saplings, 5 x 5 m for low grassland and 10 x 10 m for high grassland. Spatial distribution was calculated using the Standardized Morisita Index (Ip) and Nearest Neighbor Analysis; population density was determined with the absolute density equation; for age structure, individuals were grouped into diameter classes; for regeneration assessment, the population mean growth in diameter and height was calculated; and the structural parameters density and frequency. The specie shows a clustered distribution pattern with a density of 239 ind/ha, the age structure shows a growing population with a greater number of juvenile individuals. Natural regeneration is high, with saplings being the category with the highest number of individuals 119 ind/ha. It was determined that the population and natural regeneration of this species is high, which indicates that it has adequate conditions for its development and therefore its populations are not affected.

Key words: Population dynamics, spatial arrangement, population density, ecology.

Introducción

Una población biológica se define como un conjunto de organismos de la misma especie que habitan un mismo lugar y tiempo (Busch, 2017). Los métodos disponibles para caracterizar la abundancia de las poblaciones varían en función de las características de la especie a estudiar (Martella et al., 2012) y a su vez, estos parámetros son mecanismos que permiten evaluar el estado de conservación y ecología de cada especie; además de evaluar la salud de los ecosistemas (Ramón, 2015).

En la provincia de Loja, existe diversidad de ecosistemas, entre ellos está el bosque seco montano (bs-M), que se extiende en un rango de elevación de 1 700 a 2 300 msnm. Estos bosques únicos y frágiles, son considerados zonas de gran importancia ecológica (Aguirre et al., 2006). Las condiciones en las que se desarrolla, su complejo comportamiento y sus dinámicas ecológicas han hecho de estos bosques, zonas de vida estratégicas para la conservación y para la prestación de servicios ambientales; pero, lamentablemente, son zonas que se encuentran amenazadas por actividades antrópicas como la expansión de la frontera agrícola, la deforestación y el crecimiento poblacional; que avanzan de forma descontrolada, provocando la fragmentación de los ecosistemas, alterando la dinámica de sus poblaciones vegetales (Paladines, 2003; Aguirre-Padilla et al., 2018). Esta formación vegetal posee pocos remanentes boscosos, localizados principalmente en los valles secos interandinos del sur, como Quinara, Malacatos, San Pedro de Vilcabamba y en el valle de Piscobamba y, es aquí donde se destacan la presencia de *Anadenanthera colubrina* (Lozano, 2002).

Anadenanthera colubrina es una especie multipropósito, dado el gran número de propiedades, usos y aplicaciones. La semilla se usaba como alucinógeno por los pueblos originarios; la extracción de taninos para la curtiduría de cueros; la leña se usa como combustible y para la elaboración de carbón vegetal; además de la utilización como material de construcción para viviendas rurales (Andersson y Taylor, 1994; Guzmán, 1997). Es una especie con alto potencial para el manejo forestal sostenible, ya que posee una alta tasa de regeneración en lugares alterados (Justiniano y Fredericksen, 1998). Lamentablemente,

el crecimiento demográfico ha afectado a esta especie, actualmente no presenta la misma abundancia que hace algunos años (Calonga Solís et al., 2014). Por tal razón, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar los parámetros poblacionales y la regeneración natural de *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, en el valle de Vilcabamba, cantón Loja, para generar información sobre disposición espacial, estructura de edad, densidad poblacional, regeneración natural, que permitan la elaboración de planes de manejo para su conservación, tanto para el valle de Vilcabamba, como para la región sur del país.

■ Materiales y Métodos

Área de estudio

La investigación se desarrolló en la parroquia Vilcabamba al Sur Oriente de la provincia de Loja, en el Bosque Protector Rumi Wilco y sus alrededores; ubicado en las coordenadas geográficas 4° 15' 24.1" S y 79° 12' 59.7" E; 4° 15' 4.4" S y 79° 12' 47.8" E; 4° 14' 54.1" S y 79° 12' 49.9" E; 4° 14' 57.2" S y 79° 13' 16.9" E, que corresponde a las parroquias de Vilcabamba y San Pedro de Vilcabamba (Figura 1).

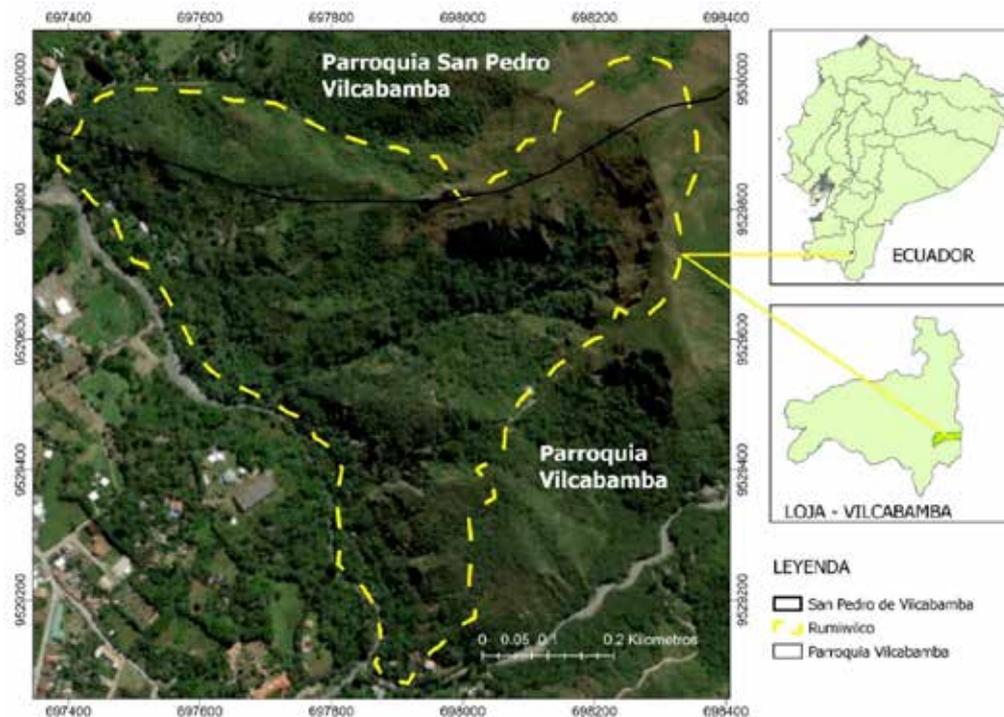


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. Bosque Protector Rumi Wilco en Vilcabamba, Loja, Ecuador.

Metodología

Unidad de muestreo

Se realizó un muestreo sistemático y se instaló 18 parcelas temporales (0,72 hectáreas de muestreo) de 20 x 20 m con una separación de 150 m entre ellas, donde se registró los individuos mayores a 10 cm de $D_{1,30m}$, se registró las variables altura, DAP, coordenadas geográficas y estado fitosanitario.

Para evaluar la regeneración natural, cada parcela fue subdividida en 11 subparcelas considerando

las categorías de regeneración definidas por Orozco y Brumér (2002) y Rojas (2014), las cuales están descritas en el apartado de evaluación de la regeneración natural, estas son: plántulas y brinzal (subparcelas de 2 x 2 m), latizal bajo (5 x 5 m) y latizal alto (10 x 10 m).

Disposición espacial

Se generó un mapa de distribución a una escala de 1:1 500 utilizando el sistema de información geográfica QGIS (versión 3.22.3-Bialowieza); para el efecto in situ, se consideró la ubicación geográfica de todos los individuos mayores a 10 cm de $D_{1,30m}$, en la que se registró para cada uno de ellos las coordenadas geográficas (puntos GPS)”

Para obtener la disposición espacial, se utilizó el índice de Morisita Estandarizado (I_p) y análisis del vecino próximo del software QGIS 3.22.3.

Índice de Morisita (Id)

Para calcular el Índice de Morisita (I_d), se utilizó la siguiente expresión (Montañez Valencia et al., 2010):

$$I_d = n \frac{\sum_{i=1}^n X_i^2 - \sum_{i=1}^n X_i}{(\sum_{i=1}^n X_i)^2 - \sum_{i=1}^n X_i}$$

Donde:

n = es el número de cuadrantes

$\sum_{i=1}^n X_i^2$ = es la sumatoria del número de individuos al cuadrado

$\sum_{i=1}^n X_i$ = es la sumatoria de todos los individuos

Para el cálculo de los valores críticos del Índice de Morisita, se utilizó el Índice de Uniformidad y el Índice de Agregación (Krebs, 1985).

Índice de Uniformidad

$$Mu = \frac{X_{(0,975)}^2 - n + \sum X_i}{(\sum X_i) - 1}$$

Dónde:

$X_{(0,975)}^2$ = valor de χ^2 de la tabla de valores críticos de la distribución de Ji-Cuadrado con $n-1$ grados de libertad

X_i = son los números de los individuos en cada cuadrante (parcela)

n = es el tamaño de muestra (número de cuadrantes).

Índice de Agregación

$$Mc = \frac{X_{(0,025)}^2 - n + \sum X_i}{(\sum X_i) - 1}$$

Dónde:

$X^2_{(0,025)}$ = valor de x^2 de la tabla de valores críticos de la distribución de Ji-Cuadrado con $n-1$ grados de libertad

X_i = son los números de los individuos en cada cuadrante (parcela)

n = es el tamaño de muestras (número de cuadrante).

Con los valores críticos obtenidos se calculó el Índice de Morisita Estandarizado (I_p) y los resultados obtenidos se interpretaron de acuerdo con la información de la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de interpretación para el Índice de Morisita Estandarizado (I_p)

Cálculos		Interpretación	
		Valor	Significado
$Id \geq Mc > 1,0$	$I_p = 0,5 + 05\left(\frac{Id - Mc}{n - Mc}\right)$		
$Mc > Id \geq 1,0$	$I_p = 0,5\left(\frac{Id - 1}{Mu - 1}\right)$	$I_p = 0$	Disposición aleatoria
$1,0 > Id > Mu$	$I_p = -0,5\left(\frac{Id - 1}{Mu - 1}\right)$	$I_p < 0$	Disposición uniforme
$1,0 > Mu > Id$	$I_p = -0,5 + 05\left(\frac{Id - Mu}{Mu}\right)$	$I_p > 0$	Disposición agregada

Análisis del vecino próximo en el software QGIS

Para el análisis del vecino próximo se utilizó la ubicación geográfica de cada uno de los árboles. Esta información se importó a través de un archivo de valores separados por coma "csv" al software de Sistema de Información Geográfica QGIS (versión 3.22.3-Bialowieza), en la cual se utilizó la herramienta de análisis del vecino próximo para determinar la disposición espacial de los árboles.

Densidad poblacional

Una vez inventariados los individuos de *Anadenanthera colubrina* con diámetros iguales o mayores a 10 cm de $D_{1,30m}$, se aplicó la fórmula de densidad absoluta que describe la relación del número total de individuos de una especie encontrada ($\sum xi$) y la superficie muestreada (A) (Aguirre, 2019).

$$D = \frac{\sum xi}{A}$$

Estructura etaria

Se utilizaron los datos de $D_{1,30m}$ obtenidos de las mediciones de todos los individuos con diámetro iguales o mayores a 10 cm. Los datos se agruparon por clases diamétricas para construir la pirámide de distribución de edades

Evaluación de la regeneración natural

En cada subparcela instalada se evaluó la regeneración natural de acuerdo a las categorías recomendadas por Orozco y Brumér (2002) y Rojas (2014) quienes consideran: plántulas desde 1 a 0,30 cm de altura; brinzal desde 0,30 a < 1,5 m de altura; latizal bajo de 1,50 m de altura y 4,9 cm DAP y latizal alto de 5 a 9,9 cm de DAP.

Con los datos obtenidos en las categorías de regeneración, se calculó la media poblacional de crecimiento en diámetro y altura, los parámetros estructurales como: densidad, densidad relativa y frecuencia relativa, utilizando las ecuaciones descritas en la Tabla 2.

Tabla 2. Ecuaciones para el cálculo de los parámetros estructurales de la regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*

Parámetro estructural	Ecuación
Densidad (ind/m ²)	$D = \frac{\text{Número de individuos por categoría}}{\text{Total de área muestreada}}$
Densidad relativa (%)	$DR = \frac{\text{Número de individuos por categoría}}{\text{Número total de individuos de todas las categorías}} \times 100$
Frecuencia relativa (%)	$FR = \frac{\text{Número de parcelas en las que se inventaria las categorías}}{\text{Sumatoria de frecuencias de todas las categorías}} \times 100$

Fuente: Aguirre (2019) y Orozco y Brumér (2002)

Resultados

Disposición espacial de *Anadenanthera colubrina*

Índice de Morisita Estandarizado (Ip)

En el Bosque Protector Rumi Wilco y sus alrededores, *Anadenanthera colubrina* se desarrolla en una altitud entre 1540 a 1685 msnm y, sus poblaciones tienen un patrón de distribución agregada (Figura 2), con un valor del índice de Morisita Estandarizado de 0,520.

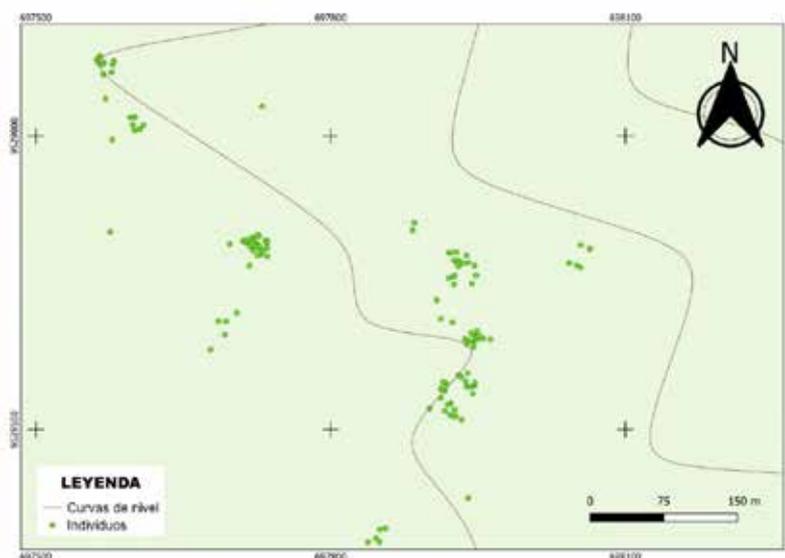


Figura 2. Mapa de distribución espacial de *Anadenanthera colubrina* en el Bosque Protector Rumi Wilco, Loja, Ecuador

Análisis del vecino próximo

El análisis del vecino próximo en el software QGIS indica que la disposición espacial de la especie en la zona de estudio es agrupada con un valor de 0,215. La matriz del análisis del vecino más cercano se presenta en la Tabla 3.

Tabla 3. Matriz de análisis del vecino más cercano de *Anadenanthera colubrina*, utilizando el software QGIS 3.22.3

Parámetro	Valor
Distancia media observada	5,199 m
Distancia media esperada	24,177 m
Índice de vecino más cercano	0,215
Número de puntos	172
Valor Z	-19,694

Densidad poblacional de *Anadenanthera colubrina*

En 0,72 hectáreas de muestreo se registró 172 individuos con diámetros mayores a 10 cm de $D_{1,30m}$, dando una densidad poblacional de 239 individuos por hectárea (Tabla 4).

Tabla 4. Área de muestreo, número de individuos y densidad poblacional de *Anadenanthera colubrina*

Especie	Área de muestreo (ha)	Número de individuos	Densidad poblacional (ind/ha)	Desviación estándar
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0,72	172	239	±8,99

Estructura etaria de *Anadenanthera colubrina*

La estructura etaria muestra que la mayor cantidad de individuos se agrupan en los estadios jóvenes (Figura 3), es decir que es una población en desarrollo. La clase diamétrica con mayor número de individuos es la que comprende $D_{1,30m}$ entre 10 a 13,2 cm, con 44 individuos que representan el 25,58 % del total, seguida de la clase diamétrica 16,6 a 19,8 cm de $D_{1,30m}$ con 36 individuos que representan el 20,93 % del total. Y la clase diamétrica que contiene la menor cantidad de individuos comprende $D_{1,30m}$ entre 41 a 44,2 cm con un individuo que corresponde al 0,58 % del total de individuos.

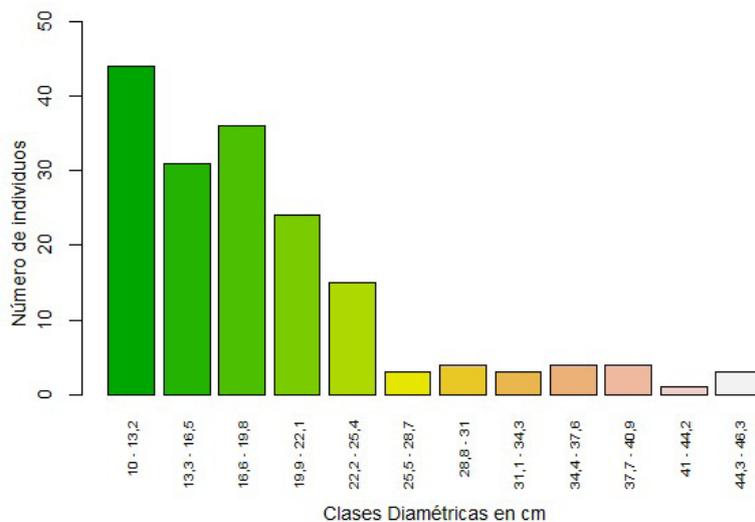


Figura 3. Estructura etaria de *Anadenanthera colubrina* en función de $D_{1,30m}$ mayores a 10 cm

Regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*

Se registraron 281 individuos de regeneración natural. La categoría que presenta la mayor cantidad de individuos es brinzal con 86, que representan el 30,60 % del total, seguida de la categoría latizal alto con 83 individuos que significan el 29,54 % y la categoría con menor cantidad de individuos es plántulas con 42 individuos que corresponde al 14,95 % (Figura 4).

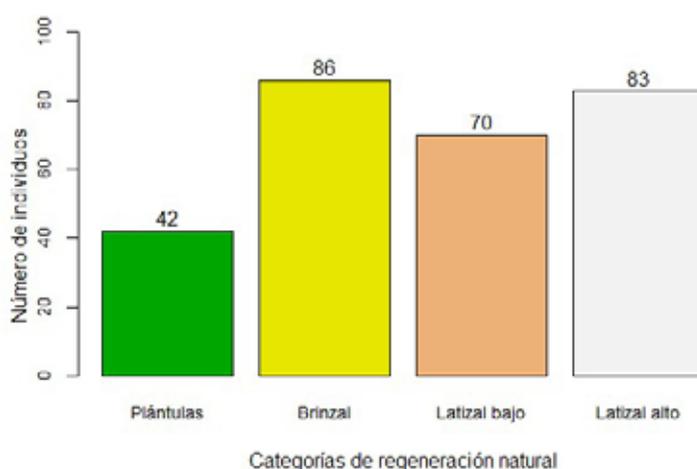


Figura 4. Número de individuos registrados en cada una de las categorías de regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*

Los brinzales constituyen la categoría de regeneración natural con mayor densidad relativa y la categoría con menor densidad y frecuencia es la categoría de plántulas; la Tabla 5 describe los parámetros estructurales obtenidos.

Tabla 5. Parámetros estructurales de la regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*, en Vilcabamba, Ecuador

Categoría de regeneración natural	Número de individuos	Densidad	Densidad relativa	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa
Plántulas	42	58	14,95	10	20,83
Brinzal	86	119	30,60	13	27,08
Latizal bajo	70	97	24,91	12	25,00
Latizal alto	83	115	29,54	13	27,08
Total	281	390	100	48	100

Media poblacional de crecimiento en altura de los individuos de regeneración natural

En la Figura 5 se muestra las alturas alcanzadas por los individuos de cada una de las categorías de regeneración natural. En la categoría de plántulas se observa que la mayor altura es de 0,30 m y la menor altura es de 0,16 m con una media de 0,24 m; en la categoría de brinzales la mayor altura es de 1,47 m y la menor es de 0,31 m con una media de 0,90 m; en la categoría de latizal bajo la mayor altura es de 5 m y la menor es de 1,5 m con una media de 2,32 m; finalmente en la categoría de latizal alto la mayor altura es de 10 m y la menor altura es de 4 m con una media de 6,86 m.

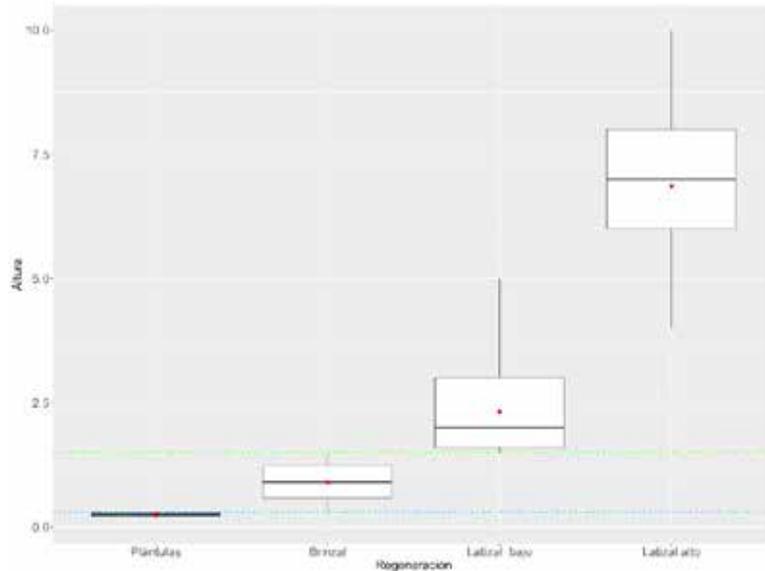


Figura 5. Media poblacional de altura (m) de las categorías de regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*. La línea punteada de color azul marca el valor máximo de altura (0,30 m) en plántulas y la línea punteada de color verde marca el valor máximo de altura (1,5 m) en los brinzales

Media poblacional de crecimiento en diámetro de los individuos de regeneración natural

En la categoría de plántulas se observa que el mayor diámetro es de 3,18 cm y el menor diámetro es de 0,59 cm con una media de 1,28 cm; en la categoría de brinzales el mayor diámetro es de 4,15 cm y el menor es de 0,37 cm con una media de 1,86 cm; en la categoría de latizal bajo el mayor diámetro corresponde a 5 cm y el menor es de 2 cm con una media de 3,57 cm; en la categoría de latizal alto el diámetro mayor es de 9,9 cm y el menor es de 2,8 cm con una media de 8,49 cm. En la Figura 6 se muestra la media poblacional de $D_{1,30m}$ alcanzados por los individuos en cada una de las categorías de regeneración natural.

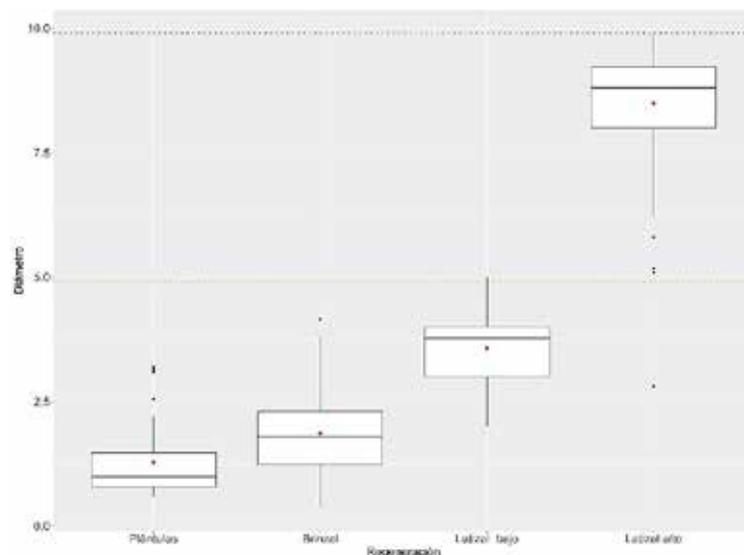


Figura 6. Media poblacional de diámetro (cm) de las categorías de regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*. La línea punteada de color amarillo marca el valor máximo de diámetro (4,9 cm) en latizal bajo y la línea punteada de color púrpura marca el valor máximo de diámetro (9,9 cm) en la categoría de latizal alto.

■ Discusión

Disposición espacial de *Anadenanthera colubrina*

La disposición espacial muestra el patrón de distribución de las especies en el terreno; permite identificar cuáles son los mecanismos que promueven la coexistencia intra e interespecífica e identificar el tipo de diversidad vegetal que poseen los ecosistemas (Montañez Valencia et al., 2010). En este contexto el patrón de distribución espacial obtenido a través del índice de Morisita Estandarizado fue de 0,52 y, a través del análisis del vecino próximo de 0,215; estos resultados indican que *Anadenanthera colubrina* tiene un patrón de disposición agrupado con preferencia hacia las hondonadas y lugares planos, lo que concuerda con lo manifestado por Goncalves (2019) quien en su estudio de genética espacial de *Anadenanthera colubrina* menciona que esta especie tiene un patrón agrupado de distribución.

Según varios autores el patrón de distribución agrupado es la forma más común en las especies arbóreas en la naturaleza y, se presenta principalmente en áreas con poblaciones de árboles de estadios jóvenes (Taylor, 1961; Rozas y Camarero, 2005) y, que a su vez está relacionada con la especialización del hábitat y la dispersión de semillas (Montañez Valencia et al., 2010); y, es así, ya que este tipo de agrupación se evidencia en este estudio y otras investigaciones en el sur de Ecuador sobre poblaciones de especies forestales tales como *Podocarpus oleifolius*, *Clethra fimbriata* y *Nectandra laurel* (Encarnación, 2019; Muñoz et al., 2021).

Densidad poblacional de *Anadenanthera colubrina*

La densidad poblacional es una característica que determina aspectos fundamentales como la estructura, la regeneración y la competencia por los recursos (Martella et al., 2012). En este estudio, la densidad determinada para *Anadenanthera colubrina* fue de 239 ind/ha, valor que puede ser considerado bajo en comparación con el estudio de (Soldati y de Albuquerque, 2010) quien en 2,7 ha de muestreo reportan una densidad de 385,19 ind/ha para *Anadenanthera colubrina*. Estas diferencias en los valores de densidades pueden atribuirse principalmente a factores intrínsecos de la especie y sus requerimientos ecológicos, factores extrínsecos como el sitio de estudio, pendiente, altitud, método de muestreo, tamaño de las parcelas y la fragmentación del hábitat, factores genéticos como la variabilidad genética, deriva genética y/o depresión por consanguinidad y factores demográficos como variabilidad ambiental y la densidad poblacional; que en conjunto la combinación de todos estos factores pueden influir en la capacidad de adaptación y desarrollo de las especies, aumentando el grado de asilamiento y reducción de sus poblaciones (Pico y Quintana, 2003; Monge et al., 2020).

Estructura etaria de *Anadenanthera colubrina*

El análisis estructural de una comunidad vegetal, se realiza con el propósito de valorar una muestra, establecer su categoría de asociación (Alvis, 2009), obtener información del estado actual de su regeneración natural (Palmarola et al., 2017) y conocer la distribución del tamaño de las poblaciones para determinar su gremio ecológico (Palacios y Jaramillo, 2004). *Anadenanthera colubrina* es una especie pionera y heliófita, sus requerimientos de iluminación son altos y se denota esta preferencia, particularmente, en los primeros estadios de desarrollo (Justiniano y Fredericksen, 1998). En esta investigación se determinó que la mayor cantidad de los individuos de *Anadenanthera colubrina* se agrupan en los estadios jóvenes, que comprenden las primeras clases diamétricas de 10 cm a 19,8 cm de $D_{1,30m}$, resultado similar a lo reportado por Goicochea (2019) quien en su estudio sobre caracterización florística registró la mayor cantidad de individuos de *Anadenanthera colubrina* en la clase diamétrica 10 a 20 cm de $D_{1,30m}$ en el bosque seco El Hualango – Perú. Esta agrupación es una característica de

aquellas poblaciones que se encuentran en crecimiento y que en un futuro van a garantizar el reemplazo de las clases diamétricas mayores (Morlans, 2004).

Regeneración natural de *Anadenanthera colubrina*

La regeneración natural es un proceso por el cual, en un sitio dado y sin la intervención del ser humano, se produce la aparición de nuevos individuos de distintas especies forestales (Serrada Hierro, 2003). Los resultados de esta investigación muestran que en el área de muestreo se registraron 281 individuos de regeneración natural, distribuidas en las categorías de plántulas, brinzal, latizal bajo y latizal alto, con una densidad de 389 ind/ha; estos datos son mayores en comparación a los reportados por Cabrera (2021), quien en un área de muestreo de 0,72 hectáreas registró un total de 117 individuos de regeneración natural con una densidad de 163 ind/ha de *Bursera graveolens*. Y son muy diferentes a lo reportado por Uslar et al. (2004) en un bosque semidecíduo en Santa Cruz – Bolivia, donde *Anadenanthera colubrina* no presenta regeneración natural y la mayoría de individuos reportados se encuentran en estadios mayores. Estas diferencias en la cantidad de regeneración se pueden atribuir a aspectos como las diferencias en la etapa de sucesión que presenta el bosque y la especie, a las condiciones ambientales de los sitios de estudio, a los factores geográficos y a la capacidad de adaptación de las especies frente a las perturbaciones antrópicas y cambios ambientales.

Por otra parte, se puede mencionar que la abundancia de la regeneración natural de *Anadenanthera colubrina* puede considerarse alta, ya que, existen individuos en todas las categorías de regeneración natural analizadas, reafirmado también con el análisis de la media poblacional de crecimiento tanto en altura como en diámetro, lo que indica que esta especie tiene un buen crecimiento (Rojas, 2014), porque las condiciones de microclima, luminosidad, claros y condiciones topográficas del Bosque Protector Rumi Wilco son las adecuadas para el desarrollo de esta especie.

Conclusiones

La densidad poblacional de *Anadenanthera colubrina* en Vilcabamba en comparación con otros estudios, es alta; lo que indica que la especie crece y tiene las condiciones ecológicas, ambientales y topográficas adecuadas para su desarrollo y, por ende, su población crece y es estable

Los índices de distribución espacial de Morisita y vecino más cercano indican que *Anadenanthera colubrina* tiene un patrón de distribución agrupado (agregado), característica de especies con poblaciones compuestas mayormente por individuos jóvenes, es decir que está en crecimiento, lo que garantiza la permanencia de la especie.

La regeneración natural de *Anadenanthera colubrina* está representada en todas las categorías analizadas, es decir, plántulas, brinzal, latizal bajo y latizal alto; y, por lo tanto, garantiza la permanencia e incremento poblacional de la especie en el Bosque Protector Rumi Wilco.

Este estudio sobre densidad y estructura poblacional de *Anadenanthera colubrina* proporciona información importante para conocer el estado de la especie y las perspectivas de permanencia a futuro y, plantear alternativas para su manejo y conservación.

Contribución de autores

E.B y J.C, realizaron el trabajo de campo, E.B, realizó análisis de datos y redacción del borrador original. Z.A, participó en la formulación y asesoramiento de la investigación, así como en la revisión, redacción y correcciones para la versión final del artículo.

Bibliografía

- Aguirre M, Z., Kvist, L. P., y Sánchez T, O. (2006). Bosques secos en Ecuador y su diversidad. In M. Moraes R, B. Ollgaard, L. P. Kvist, F. Borchsenius, & H. Balslev (Eds.), *Botánica Económica de los Andes Centrales* (pp. 162–187). Universidad Mayor de San Andrés.
- Aguirre, Z. (2019). *Guía de métodos para medir la biodiversidad* (Primera Edición). Universidad Nacional de Loja.
- Aguirre-Padilla, N. I., Alvarado-Espejo, J., y Granda-Pardo, J. (2018). Bienes y servicios ecosistémicos de los bosques secos de la provincia de Loja. *Bosques Latitud Cero*, 8(2), 118–130. <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques/article/view/499>
- Alvis Gordo, J. F. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. *Bioteología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 7(1), 115–122. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-35612009000100013&lng=en&nrm=iso&tlng=es
- Andersson, L y Taylor, C. (1994). Fabaceae *Anadenanthera colubrina*. En Harling G. Andersson L (Eds), Flora of Ecuador N° 50
- Busch, M. (2017). Ecología de Poblaciones. Introducción. *Ecología General*, 2, 1–11.
- Cabrera, O. (2021). *Evaluación de parámetros poblacionales y la regeneración natural de Bursera graveolens* (Kunth) Triana & Planch, en el sector Malvas, cantón Zapotillo, Ecuador. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/23994>
- Calonga Solís, V., Barrandeguy María Eugenia, y García, M. V. (2014). Divergencia histórica en *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* Leguminosae) analizando una región intrónica del ADN. *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 49(4), 547–557.
- Encarnación, A. (2019). *Evaluación de parámetros poblacionales y regeneración natural de Podocarpus oleifolius D. Don, en dos relictos boscosos del Sur del Ecuador* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/22610>
- Goicochea, L. (2019). *Caracterización florística y estructural de las plantas leñosas del bosque seco El Hualango, caserío Huacra en Sitacocha, Cajabamba* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Cajamarca]. <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/3470>
- Goncalves, A. (2019). *Estructura genética espacial en paisajes fragmentados: Un estudio en poblaciones naturales de curupay (Leguminosae: Anadenanthera colubrina var. cebil)* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata]. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/73663>
- Guzmán, R. (1997). *Caracterización y clasificación de especies forestales en gremios ecológicos en el bosque sub-húmedo estacional de la región de Lomeiro, Santa Cruz, Bolivia* [Tesis de Maestría, CATIE]. <https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/10439/A0477e.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Justiniano, J., y Fredericksen, T. (1998). *Ecología y silvicultura de especies menos conocidas. Anadenanthera colubrina (Vell. Conc.) Benth. Mimosoideae*.
- Krebs, Ch.J. (1985). *Ecología: estudio de la distribución y la abundancia*. Segunda edición. Editorial Harla, México. 753.

Barrera-Jiménez, E., Castro, J., Aguirre, Zh. (2024). Parámetros poblacionales y regeneración natural de *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, en el valle de Vilcabamba, cantón Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 1 - 14. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2118>

- Lozano, P. E. (2002). Los tipos de bosque en el sur del Ecuador. In Z. Aguirre, J. Madsen, E. Cotton, & H. Balslev (Eds.), *Botánica Austroecuatorialiana: estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora Chinchipe* (pp. 29–49). https://www.researchgate.net/profile/Pablo-Lozano-3/publication/233936622_Los_tipos_de_bosque_en_el_sur_del_Ecuador/links/09e4150d2590560376000000/Los-tipos-de-bosque-en-el-sur-del-Ecuador.pdf
- Martella, M. B., Trumper, E., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G., y Gleiser, R. M. (2012). Manual de ecología poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología). Serie Ecología*, 5(1), 1–31.
- Monge-Villegas, D., Saldaña-Vázquez, R. A., Oropeza, M. T., Díaz-García, J. M., Esquivel, C., y Villalobos, F. (2020). Factores intrínsecos y extrínsecos relacionados con los cambios en la abundancia anuros en ecosistemas perturbados del Neotrópico. *Ecología y Desarrollo Sostenible*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.10992.40966>
- Montañez Valencia, R. A., Escudero Vásquez, C. Y., y Duque Montoya, Á. J. (2010). Patrones de distribución espacial de especies arbóreas en bosques de alta montaña del departamento de Antioquia, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 63(2), 5629–5638.
- Morlans, M. (2004). *Introducción a la ecología de poblaciones* (Área Ecología). Editorial Científica Universitaria.
- Muñoz-Chamba, L., Cabrera-Sinche, B., Muñoz, J., y Aguirre, Z. (2021). Parámetros poblacionales de tres especies arbóreas del bosque andino en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 11(1), 128–147.
- Orozco, L., y Brumér, C. (Eds.). (2002). *Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central* (Vol. 5). CATIE.
- Palacios, W. A., y Jaramillo2, N. (2004). Ecological forest species groups in Northeastern Ecuador and their importance for the management of indigenous forest. *Lyonia a Journal of Ecology and Application*, 6(2), 55–75. <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.267.1>
- Paladines, R. (2003). Propuesta de conservación del bosque seco en el sur del Ecuador. *Lyonia*, 4(2), 183–186.
- Palmarola, A., Testé, E., Gómez-Hechevarría, J. L., y González-Torres, L. R. (2017). Estructura etaria de dos magnolias cubanas en Alto de Mina Iberia: *Magnolia oblongifolia* y *M. cristalensis*. *Revista Del Jardín Botánico Nacional*, 38, 139–142. <https://www.jstor.org/stable/26296190>
- Pico, F. X., y Quintana-Ascencio, P. F. (2005). Análisis de factores demográficos y genéticos para la conservación de poblaciones de plantas en un hábitat fragmentado. *Ecosistemas*, 14(2), 109–115.
- Ramón, P. (2015). *Patrones y procesos espaciales en poblaciones y comunidades vegetales: nuevas herramientas e hipótesis* [Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid]. https://oa.upm.es/37876/1/PABLO_ANCELMO_RAMON_CONTENTO.pdf
- Rojas, E. (2014). *Regeneración natural en áreas de influencia antrópica en el PN-ANMI serranía del Aguarague - Tarija* [Tesis de pregrado, Universidad Mayor de San Andrés]. <https://repositorio.umsa.bo/handle/123456789/5403>
- Rozas, V., y Camarero, J. J. (2005). Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicadas en ecología forestal. *Investigación Agraria Sistemas y Recursos Forestales*, 14(1), 79–97. <http://www.blackwellpublishing.com/is->

- Serrada Hierro, R. (2003). Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 15, 11–15.
- Soldati, G. T., y de Albuquerque, U. P. (2010). Impact assessment of the harvest of a medicinal plant (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan) by a rural semi-arid community (Pernambuco), northeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 6(3-4), 106-118
- Taylor, L. R. (1961). Aggregation, variance and the mean. *Nature* 189: 732-735.
- Uslar, Y. V, Mostacedo, B., y Saldias, M. (2004). Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia. *Ecología En Bolivia*, 29(1), 25–43.

De bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia

From forests as common goods to forests as coexistence socioecosystems.

Rodrigo Arce Rojas ^{1*}

1. Universidad Nacional de Ingeniería, Lima, Perú.

* Autor para correspondencia: rarce@uni.edu.pe

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2102>

Recibido: 15/11/2023

Aceptado: 02/01/2024

Resumen

El presente artículo sustenta la necesidad de cambiar de paradigma de los bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia. Se busca pasar de una relación sujeto-objeto a una relación sujeto-sujeto en el reconocimiento del carácter de cohabitantes de la Tierra. Para ello se realiza una revisión bibliográfica de la literatura sobre los bienes comunes y el tratamiento del bosque como bienes comunes en la legislación forestal. Para ello se realiza una investigación bibliográfica que se complementa con la experiencia del autor con pueblos indígenas. Producto de la revisión se ha podido reconocer la necesidad de enriquecer la conceptualización de los bienes comunes como temas de acceso o de gobernanza democrática con carácter sustentable para incluir el reconocimiento de los valores intrínsecos de la vida humana y del otro-que-humano en áreas boscosas con poblaciones que viven o dependen de los bosques. Así, se plantea una nueva fase de estudio de los bienes comunes como relaciones de convivencia respetuosa entre los seres humanos y los bosques, es decir reconocerse como cohabitantes que comparten el mismo hábitat. Esta aproximación no es novedad en los pueblos indígenas pero ante la arremetida de paradigmas de desarrollo basado en la mercantilización de la naturaleza y en las relaciones ontológicas disyuntivas entre seres humanos y los bosques se ha ido perdiendo y es necesario recuperar, fortalecer y revitalizar en perspectiva del Buen Vivir o Vida plena. Ello está más acorde con sus valores culturales y espirituales y que occidente está descubriendo y valorando.

Palabras clave: Amazonía, bosques, biocentrismo, Buen Vivir, comunidades, gobernanza.

■ Abstract

This article supports the need to change the paradigm from forests as common goods to forests as coexistence socioecosystems. It seeks to move from a subject-object relationship to a subject-subject relationship in the recognition of the character of co-inhabitants of the Earth. To this end, a bibliographic review of the literature on common goods and the treatment of forests as common goods in forest legislation is carried out. To this end, a bibliographic research is carried out, complemented by the author's experience with indigenous peoples. As a result of the review, it has been possible to recognize the need to enrich the conceptualization of the commons as issues of access or democratic governance with sustainable character to include the recognition of the intrinsic values of human life and the other-than-human in forest areas with populations that live or depend on forests. Thus, a new phase of study of the commons is proposed as relations of respectful coexistence between human beings and forests, i.e., recognizing each other as cohabitants sharing the same habitat. This approach is not new to indigenous peoples, but in the face of the onslaught of development paradigms based on the commodification of nature and disjunctive ontological relationships between humans and forests, it has been lost and needs to be recovered, strengthened and revitalized in the perspective of Good Living or Full Life. This is more in line with their cultural and spiritual values, which the West is discovering and valuing.

Key words: Amazon, forests, biocentrism, Good Living, communities, governance.

■ Introducción

El concepto de bienes comunes está fuertemente difundido en la literatura de la gestión comunitaria de los recursos naturales y ha sido motivo de profundas controversias entre una visión democrática y una gestión bajo la égida neoliberal. Aun cuando América Latina ha sido muy rica en cuanto a expresiones de trabajo colaborativo las presiones de privatización y mercantilización han llevado a debilitar la concepción de los bienes comunes. El presente artículo está orientado a sustentar un cambio de paradigma de bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia reconociendo a todas sus expresiones de vida como cohabitantes, categoría planteada por Rozzi (2023, 2016, 2019) y que tiene como propósito cuestionar la desarticulación del ser humano con la naturaleza (Rodríguez y Quintanilla, 2019).

La categoría cohabitantes es una aproximación que desarrolla Rozzi para reconocer la estrecha interrelación que existe entre los humanos y los otros-que-humanos que es la forma cómo designa el autor para referirse a los otros seres vivos de la tierra con los cuales se comparte un hábitat común que es la totalidad del planeta y que se constituye en la gran cohabitación. De esta manera se supera la visión de lo humano como sujeto y la naturaleza como objeto para destacar una relación sujeto a sujeto, es decir de compañeros que comparten el hábitat. Al reconocer las interacciones entre lo biológico y lo cultural genera la propuesta simbiótica de ética biocultural. Así se busca superar la cosificación de la naturaleza, el énfasis de mensuración y valoración monetaria y su mercantilización Rozzi (2023, 2016, 2019).

Rozzi ha sustentado la formulación de la categoría de cohabitantes partiendo del estudio de los fundamentos epistémicos, ontológicos, éticos y lingüísticos. Además recoge y profundiza aportes que proceden de la ética de la tierra, la ética de la vida y que cuestionan el especismo, la homogeneización de la globalización y su cultura de guerra contra la vida. Además coinciden con otras perspectivas tales como los seres tierra de Marisol de la Cadena (2015) o aquellas que señalan que la separación entre naturaleza y cultura es artificial (Maldonado, 2016a, 2016b, 2021a, 2021b).

Desde la literatura clásica sobre bienes comunes existen muchas formas de nombrarlos tales como los comunes, bienes comunales, recursos comunales e incluso procomún (Ruiz, 2007; Bollier, 2016; Roca, 2020; Lloredo, 2020; Carrera y Murillo, 2022). Por su parte Ostrom, Gardner y Walker (1994), hablan de recursos de uso común (RUC). Baéz (2021: 3) menciona que:

"...un recurso común puede ser entendido como el resultado de un conjunto de contribuciones individuales y que puede, o debe, ser repartido de tal o cual manera. Lo consideraremos, por tanto, lo que desde la sociología analítica y el institucionalismo económico denominan un bien público (BP)."

Los bosques, que albergan los bienes comunes de los cuales depende la vida en la humanidad (Gutiérrez y Mora, 2011, pueden ubicarse en los llamados bienes comunes naturales o bienes comunes de la naturaleza (Composto y Lorena, 2017). Los conceptos asociados: comunes (bienes públicos distintos a la propiedad del Estado), activos comunes, propiedad común (distinta a la propiedad privada), riqueza común y patrimonio colectivo aunque comparten una significancia compartida presentan ciertos matices (Ruiz, 2007: 3). Montesinos y Campanera (2017: 210) señalan que "Lo común expresa una obligación recíproca de actuar de acuerdo con las normas de una colectividad política, fundamentándose en la participación en una actividad o tarea".

Mattei (2013) diferencia los bienes comunes (propiedad común) de los bienes privados (que aluden a la propiedad individual o de personas jurídicas privadas; derechos de propiedad) y de los bienes públicos (pertenecientes a organizaciones públicas como el Estado; derechos de soberanía) (Torres, 2022). No obstante, hay que reconocer que los "derechos de propiedad" constituyen la base del sistema capitalista que conjuntamente con la ciencia y el derecho han consagrado una forma de relacionarse con la naturaleza (Boyd, 2020). Boyd (2020: 25) señala que independientemente sea propiedad pública o privada la tierra pertenece a todos los seres humanos. En general hay diferentes opciones respecto a las relaciones de propiedad entre el ser humano y la naturaleza: a). La tierra no pertenece a nadie (igual que decir que pertenece a todos), b). La naturaleza sólo pertenece a algunos, c). Es el ser humano el que pertenece a la tierra, y d). La Naturaleza se pertenece a sí misma (Torres, 2022). Frente a las discusiones sobre la propiedad Zarka (2013) plantea la inapropiabilidad de la tierra. Por ello, en contraste con la cooptación del concepto de bienes comunes por el derecho hegemónico, Lloredo (2020) propone se considere el respeto del marco jurídico de las propias comunidades.

El presente artículo tiene como propósito sustentar la necesidad de cambiar de paradigma de los bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia entre cohabitantes y así ampliar el entendimiento de los bienes comunes como categoría científica social.

■ Materiales y Métodos

En el presente artículo de revisión se planteó una metodología cualitativa, descriptiva e interpretativa. Se tomó como referencia al ámbito peruano y es de carácter atemporal. Para tal efecto se realizó búsquedas bibliográficas principalmente en ProQuest (<https://www.proquest.com>), Academia.edu (<https://www.academia.edu>), ResearchGate (<https://www.researchgate.net>), Redalyc (<https://www.redalyc.org>) y Google Académico (<https://scholar.google.com/>).

El problema de investigación refiere a la concepción antropocéntrica de los bosques como bienes comunes que lo reduce a recursos forestales aprovechables para el interés humano. Por ello la pregunta que guía la reflexión es ¿De qué manera el cambio de paradigma de bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia entre cohabitantes enriquece la relación sociedad-naturaleza? Para poder dar respuesta a la pregunta en primer lugar se realiza una revisión del marco

conceptual convencional sobre los bienes comunes, en segundo lugar se analiza el concepto de bienes comunes en la política y legislación peruana y en tercer lugar se revisa la tenencia de bosques y finalmente se describe el acceso a los recursos forestales por comunidades nativas y comunidades locales. Más allá del entendimiento del marco conceptual de los bienes comunes se busca comprender la forma actual en la que el Estado peruano y los pueblos indígenas viven el concepto. Ello permitirá tener una base empírica de la reflexión. Finalmente, se realizan discusiones orientadas a sustentar el cambio de paradigma de bosques como bienes comunes a bosques como sistemas de convivencia entre cohabitantes y se formulan conclusiones.

■ Resultados

Marco conceptual convencional sobre los bienes comunes

Una definición operativa de bien común podría ser: Los bienes comunes son aquellos recursos finitos de uso común cuya cantidad disminuye a medida que es utilizado por diferentes individuos, sean consumidores o productores, por los que están sometidos a dilemas sociales (Ostrom, Gardner y Walker, 1994: 4; Hess y Ostrom, 2016). Los bienes comunes deben estar claramente delimitados, con claridad de derechos y obligaciones y sanciones si fuera el caso (Gutiérrez y Mora, 2011; Bolier, 2016).

Es necesario señalar que bienes comunes es un concepto en permanente construcción, deconstrucción y reconstrucción (Gutiérrez y Mora, 2011: 128). Se reconoce que es un concepto polifacético que tiene tras de sí una larga historia (Lloredo, 2020).

Como señala Martínez (2016: 47) “el concepto de lo común implica [...] el espacio en el que se realiza la forma natural de reproducción social, anclada en el acceso colectivo y libre a los bienes comunes naturales y su apropiación mediante el trabajo.” Históricamente “los *commons* eran las tierras comunes de las poblaciones campesinas en Inglaterra, que poco a poco, a partir del siglo XIII se transformaron en propiedades privadas de terratenientes por el proceso de cercamiento” (Houtart, 2011: 7). Actualmente el capitalismo ha llevado que los bienes comunes se privaticen y mercantilizan (Gutiérrez y Mora, 2011: 129; Lloredo, 2020; Federici, 2020).

En el concepto de bienes comunes lo comunitario alude a voluntad política de un colectivo por concebir determinados bienes o espacios como objetos de disfrute por parte de toda la comunidad con base en los principios del uso, el libre acceso, la autonomía, autodeterminación y autorregulación (autogestión cooperativa). Tomando como referencia los aportes de Ostrom, Bolier (2016: 36) señala que los comuneros deben ser capaces de crear normas que gobiernen un bien común (gobernanza comunitaria), o influir en ellas (gobernanza política).

Los bienes comunes se sostienen en un sistema de autogestión y derechos de consenso para controlar el acceso a un recurso y su utilización (Gutiérrez y Mora, 2011: 128). Por ello se afirma que es una forma de establecer y organizar relaciones sociales de cooperación y colaboración, en el marco de equilibrios dinámicos, orientado a garantizar la vida biológica y social a través del tiempo de sus integrantes (Martínez Luna, 2014; Gutiérrez y Salazar, 2019: 23; Lloredo, 2020). Ostrom, como es citado en Bolier (2016) señala que los bienes comunes deben formar parte de un sistema de gobernanza policéntrico. Según Bollier (2016: 37) los factores que intervienen en la estructura y gestión de lo común son: la naturaleza del recurso, la situación geográfica y la escala, la experiencia y participación de los comuneros, las condiciones históricas, naturales y culturales y requiere de instituciones estables, transparentes y accesibles a los comuneros y comuneras.

Los bienes comunes ofrecen sustento básico como fuente primordial de recursos (abastecimiento) y reabastecimiento (Ruiz, 2007; De Angelis, 2010; Carrera y Murillo, 2022). Los bienes comunes aluden además a recursos que son rivales en el consumo, no son excluyentes y son perdurables en el tiempo (Ostrom, 2001; Ruiz, 2007). Es importante señalar que el concepto de bienes comunes, no se reduce a recursos o espacio, pues además son concebidos como una relación entre la comunidad y el recurso y como una práctica política (De Angelis, 2010; Gutiérrez y Mora, 2011). En esta perspectiva de sistemas acoplados es pertinente inscribir el entendimiento de los bienes comunes desde enfoque socioecológicos.

Es una forma de propiedad comunitaria, con límites bien definidos, y recursos que se usan colectivamente (Gutiérrez y Mora, 2011: 129; PIDESONE & UBA, s.f.). Claramente no pueden ser propiedad privada ni pertenecer al gobierno (Gutiérrez y Mora, 2011). En su expresión política las comunidades de cuidado de los comunes son espacios de resistencia que se oponen a las jerarquías sociales, por lo tanto los comunes son el «otro» de la forma Estado (Federici, 2020: 17). Tomando como fuente el pensamiento indígena (Micarelli, 2017: 124) refiere que la comunalidad:

“...abarca una serie de valores y prácticas que son expresión y reconocimiento de la pertenencia a lo colectivo: la visión del territorio como organismo viviente, la interdependencia, el trabajo colectivo, la autoridad como servicio, el consenso en asamblea y otras formas de hacer la vida en común.”

Los bienes comunes ofrecen formas de administración de la propiedad más equitativa que la propiedad privada y están sometidos a reglas (de colaboración y gobernanza) comprendidas por sus participantes. El uso de los bienes comunes reafirma los derechos para la cosecha y la obligación de su mantenimiento (creación de los comunes) para heredarlos sin merma. Estos bienes son administrados para el beneficio común a largo plazo por lo que buscan la sustentabilidad (Ruiz, 2007; Gutiérrez y Mora, 2011; Carrera y Murillo, 2022). Consecuentemente además de derechos los bienes comunes implican obligaciones (Federici, 2020).

Los bienes comunes corresponden a un concepto contrapuesto a la propiedad privada articulado a los mercados (Gutiérrez y Mora, 2011) por lo tanto ofrecen un medio no mercantilizado de satisfacer necesidades de la gente (De Angelis, 2010; Rodotá, 2012) por lo tanto no pueden gestionarse con criterios de racionalidad individual o de ganancias pues existe la obligación de compartir toda la riqueza (Federici, 2020; PIDESONE & UBA, s.f.). No obstante, con la irrupción del sistema capitalista neoliberal uno de los problemas refiere a la privatización de los comunes (Andrieu y Costantino, 2017) pues se pretende erradicar los bienes comunes (Valencia, 2017).

El concepto de los comunes se entiende desde diferentes perspectivas. Así Roca (2020) presenta los entendimientos desde las esferas del Estado-Nación, desde el institucionalismo, desde la crítica al sistema económico capitalista, desde el pensamiento crítico latinoamericano y desde el giro ontológico. Por su parte Lloredo (2020: 224-231) reconoce las concepciones teológicas, económicas, jurídicas y políticas y le da una categoría especial a la concepción comunalista. Quiere decir entonces que la interpretación de la concepciones de los comunes requiere hacerse desde la multidimensionalidad.

El concepto de bienes comunes en la política y legislación peruana.

El concepto de bosques como bienes comunes no aparece en la legislación forestal peruana y el acceso a los recursos forestales se da según su ubicación en tierras de dominio público (cuyo acceso se da a través de títulos habilitantes como: i. Concesión. ii. Contrato de cesión en uso en bosques residuales o remanentes. iii. Resolución del Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre [SERFOR] que

autoriza la administración del Bosque Local) o en tierras de dominio privado (cuyo acceso se da a través del permiso forestal en predios privados). En tierras de dominio público o privado, en caso de no contar con alguno de los títulos antes mencionados el acceso se da mediante: i. Autorización para extracción de plantas medicinales. ii. Autorización para extracción de vegetación acuática emergente o ribereña iii. Autorización para extracción de especies arbustivas (Artículo 39.- Títulos habilitantes, Reglamento para la Gestión Forestal). En la legislación peruana los recursos forestales y la fauna silvestre son del dominio público y no hay derechos adquiridos sobre ellos (Chirif y García, 2007: 112).

Esta conceptualización de los bosques deriva de la Ley N° 26821 Ley Orgánica para el Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales en tanto “Se consideran recursos naturales a todo componente de la naturaleza susceptible de ser aprovechado por el ser humano para la satisfacción de sus necesidades y que tenga un valor actual o potencial en el mercado...” (Artículo 3). Menciona además que “Los recursos naturales mantenidos en su fuente, sean éstos renovables o no renovables, son Patrimonio de la Nación. Los frutos y productos de los recursos naturales, obtenidos en la forma establecida en la presente Ley, son del dominio de los titulares de los derechos concedidos sobre ellos.” (Artículo 4).

A su vez, esta conceptualización viene de la Constitución Política del Perú de 1993 que señala que “Los recursos naturales, renovables y no renovables, son patrimonio de la Nación. El Estado es soberano en su aprovechamiento. Por ley orgánica se fijan las condiciones de su utilización y de su otorgamiento a particulares. La concesión otorga a su titular un derecho real, sujeto a dicha norma legal” (Artículo 66).

Específicamente, “los bosques en tierras de comunidades campesinas y comunidades nativas como parte de las unidades de ordenamiento forestal son bosques que se encuentran en el interior de las tierras o territorios comunales de las comunidades campesinas y comunidades nativas tituladas, cedidas en uso o posesionarias en trámite [de reconocimiento]...” (Artículo 21, Reglamento para la Gestión Forestal y de Fauna Silvestre en Comunidades Nativas y Comunidades Campesinas).

Hay que tener presente que en el caso peruano la titulación de una comunidad no se da sobre la integralidad del territorio reconocido sino solo sobre la parte de vocación agrícola, cultivos permanentes y pecuaria, la parte producción y de protección forestal son cedidos en uso (Chirif y García, 2007: 108) y para poder acceder a los recursos forestales se requieren título habilitantes. Los títulos habilitantes otorgados a comunidades campesinas y comunidades nativas son actos administrativos otorgados por la autoridad forestal y de fauna silvestre, que les permite acceder, a través de planes de manejo, al aprovechamiento sostenible de los recursos forestales, de fauna silvestre y los servicios de los ecosistemas forestales y otros ecosistemas de vegetación silvestre existentes en el territorio comunal. Los títulos habilitantes para el manejo de los recursos forestales son: a. Permisos de aprovechamiento forestales para comunidades. b. Permiso de aprovechamiento forestal para comunidades posesionarias en proceso de reconocimiento, titulación o ampliación. c. Permiso para el aprovechamiento de los servicios de los ecosistemas forestales. d. Autorizaciones para extracción de plantas medicinales. e. Autorización para extracción de vegetación acuática emergente o ribereña. f. Autorización para extracción de especies arbustivas y herbáceas (Artículo 24.- Títulos habilitantes en comunidades campesinas y comunidades nativas, Reglamento para la Gestión Forestal y de Fauna Silvestre en Comunidades Nativas y Comunidades Campesinas). Hay que tener presente que cuando una comunidad decide hacer manejo forestal lo puede hacer desde la totalidad de la comunidad o desde un grupo particular dentro de la comunidad que desean involucrarse en las operaciones de gestión de los bosques de la comunidad por lo que reciben el nombre de Grupos de interés.

Un caso especial de acceso a los bosques lo constituyen los bosques locales. “ bosques locales son los destinados a posibilitar el acceso legal y ordenado de los pobladores locales al aprovechamiento sostenible con fines comerciales de bienes y servicios de los ecosistemas forestales y otros ecosistemas de vegetación silvestre. Pueden, de acuerdo a la categoría del sitio, destinarse al aprovechamiento maderable, de productos no maderables y de fauna silvestre, o a sistemas silvopastoriles, bajo planes de manejo aprobados por la autoridad regional forestal y de fauna silvestre, cuya aplicación la supervisa el OSINFOR. Su superficie se adecua a los objetivos de manejo del sitio y a la demanda de los usuarios para asegurar su sostenibilidad, y se determina mediante estudio técnico aprobado por la autoridad regional forestal y de fauna silvestre.” (Artículo 30 de la Ley Forestal y de Fauna Silvestre, Ley N° 29763).

En el caso de las Áreas Naturales Protegidas la administración del área protegida dará una atención prioritaria a asegurar los usos tradicionales y los sistemas de vida de las comunidades nativas y campesinas ancestrales que habitan las Áreas Naturales Protegidas y su entorno, respetando su libre determinación, en la medida que dichos usos resulten compatibles con los fines de las mismas (Artículo 31, Ley de Áreas Naturales Protegidas Ley N° 26834).

Con relación a los Derechos de las Poblaciones Locales y comunidades campesinas o nativas en Áreas Naturales Protegidas “El acceso y uso de las comunidades campesinas o nativas de los recursos naturales ubicados en un Área Natural Protegida, implica la posibilidad de aprovechar las especies de flora y fauna silvestre permitidas, así como sus productos o subproductos, con fines de subsistencia (Artículo 89, Reglamento de la Ley de Áreas Naturales Protegidas, 26 de junio de 2001, Decreto Supremo N.º 038-2001-AG).

Tenencia de bosques

White y Martin (2002) reportaban que los bosques en el mundo según la propiedad se clasifican como bosques de propiedad pública, que incluye a los bosques administrados por el Estado y los bosques reservados para comunidades y grupos indígenas, y bosques de propiedad privada que incluyen a comunidades/indígenas y bosques de propiedad individual o empresas. Para esa fecha prácticamente tres cuartos de los bosques estaban administrados por el Estado (tanto en países en desarrollo como en los países en vías de desarrollo). Sunderlin et al. 2008, tal como es citado por Larson et al. 2010, mencionan que “el 74.3% de los bosques a nivel mundial son administrados por el gobierno; 2.3% es propiedad del gobierno, pero ha sido designado para uso de las comunidades; el 9.1% es propiedad de comunidades y el 14.2% restante es propiedad de individuos y empresas.” No obstante, la tenencia de tierras por región cambia pues en América Latina, según el Programa de las Naciones Unidas ONU-REDD (2012), las tierras públicas corresponden al 36,1%, la propiedad privada y empresarial concentran el 31,9%, la propiedad de pueblos indígenas y comunidades es de 24,6% y el área asignada al uso por pueblos indígenas y comunidades es de 7,3%. Resulta interesante destacar que existen comunidades en la que el concepto de propiedad de los bosques resulta extraño por cuanto los dueños de los bosques también aluden a los espíritus y deidades que habitan en los bosques. Al respecto (Martin et al., 2020: 16) mencionan:

Lo que para los occidentales son inmensas extensiones de materia prima que deben ser explotadas, para los pueblos amazónicos son los territorios de los dueños o madres de los animales y plantas, aquellos que con sus poderes son capaces de proveer los alimentos, pero que pueden ser vengativos si no se cumplen las reglas establecidas, sin las cuales no se podría mantener en buenos términos las relaciones sociales que se establecen entre iguales.

Acceso a los recursos forestales por comunidades nativas y comunidades locales

En nuestro marco jurídico el Estado es propietario de los recursos naturales o, sin serlo, tiene el dominio eminential sobre ellos, pero en el marco de los instrumentos internacionales sobre derechos de los pueblos indígenas pueden ser propietarios de los recursos naturales que se encuentren en su territorio colectivo o, sin ser propietarios, tienen la potestad para decidir sobre los mismos (Torres, 2015, 11-14). No obstante Cely (1995), tal como es citado en Márquez (2021, 58) afirma que “La propiedad y el uso privado de los recursos naturales son éticamente inaceptables. El bien común y universal prima sobre los derechos territoriales, sean personales o estatales, porque todos los ecosistemas conforman uno macroestructural.”

La tabla 1 muestra el acceso a los recursos forestales al interior de las comunidades nativas de la Amazonía peruana

Tabla 1 Acceso a los recursos forestales al interior de las comunidades nativas de la Amazonía peruana

Categoría	Componentes
Según las reglas internas	<ul style="list-style-type: none"> • Explícitas (escritas en el Estatuto) • Implícitas • Sin reglas
Según la formalidad	<ul style="list-style-type: none"> • Formal (mediante solicitud escrita u oral a la Directiva o Jefe comunal) • Informal (sin ningún trámite interno)
Según el propósito	<ul style="list-style-type: none"> • Con fines de auto subsistencia personal/familiar • Con fines comunales • Con fines comerciales
Según forma de acceso	<ul style="list-style-type: none"> • Individual/familiar • Comunitario
Según el espacio de acceso	<ul style="list-style-type: none"> • Chacra familiar • Bosque comunal

Es necesario señalar que en las comunidades el trabajo productivo es individual mientras que para obras de beneficio de la comunidad el trabajo es comunal. Como señalan Gasché y Vela (2011: 97) el actor bosquesino es dueño de sus medios de vida y producción que incluye a los recursos forestales. Es por esa razón que para trabajos de manejo forestal comunitario se trabaja fundamentalmente con base en Grupos de interés.

Un tema descuidado por la política forestal peruana refiere a los ribereños amazónicos quienes se procuran de ingresos a través de la agricultura de pan llevar, pesca, caza de sustento y la extracción de madera y a colecta de productos forestales no maderables generalmente en situación de informalidad (Dourojeanni et al 2021: 137). Newing y Bodmer (2003), como son citados en Cossío et al. 2014: 7, observaron que los ribereños de Tamshiyacu “cambiaron el acceso abierto de su régimen de manejo de recursos por el control comunitario, estableciendo reglas y restricciones sobre la extracción de recursos, sanciones por infracciones y un sistema de monitoreo lo que les permitió mantener poblaciones prósperas de especies de fauna y flora.”

Los bosques locales son los destinados a posibilitar el acceso legal y ordenado de los pobladores locales al aprovechamiento sostenible con fines comerciales de bienes y servicios de los ecosistemas forestales y otros ecosistemas de vegetación silvestre (Artículo 30, Ley Forestal y de Fauna Silvestre N.º 29763).

El Organismo de Supervisión de Recursos Forestales y de Fauna Silvestre [OSINFOR] revela que, en promedio de 2015 a 2020, la mayor parte del volumen de árboles no autorizados detectados provino de bosques locales (37%) (OSINFOR 2019).

■ Discusión

Aunque el concepto de bienes comunes alude a sistemas sociales (de Angelis, 2019) más que a recursos compartidos es importante reconocer el rol central que juegan los “recursos.” En el caso de los bosques se podría señalar que históricamente la civilización humana ha construido, desde una perspectiva antropocéntrica y utilitarista el concepto de recursos naturales o de recursos forestales. Mediante esta perspectiva los bosques son reducidos a objetos, cosas, insumos, materia prima, capital natural, entre otras denominaciones que pueden ser apropiados (Gutiérrez, 2019; Monárrez et al. 2018). Mediante la concepción civil del derecho la naturaleza se convierte en un objeto, un bien, mueble o inmueble, que puede ser utilizado o dispuesto sin restricción alguna (Ávila, 2011, 64). Esta forma de relacionarse con los bosques es funcional al capitalismo y forma parte del proceso de mercantilización de la naturaleza (Riechmann, 2005). Es por ello que Pastorino (2013, 6) se pregunta ¿Qué pasa con aquellos elementos de la naturaleza que no son considerados recursos? Ello porque no representan un valor económico actual o no se conoce sobre su posibilidad de aprovechamiento. Al reducir los bosques a bienes entonces aparecen conceptos tales como la naturaleza del bien, el rol de los actores sociales y el sentido de propiedad.

El sistema capitalista neoliberal requiere que la naturaleza pueda ser apropiable, pueda ser sometida a producción y transformación, que tenga precios y que pueda insertarse en los mercados. Es por ello que el concepto de propiedad es clave. Esta realidad predominante es producto de un largo proceso de colonización de la naturaleza mediante un proceso disyuntivo (que separa el ser humano de la naturaleza), un proceso reductivo (que reduce la naturaleza a recurso, bien, materia prima, insumos, capital natural) y un proceso de dominación (que somete la naturaleza y la mercantiliza) (Machado, 2010). Mediante la pérdida de la afectividad ambiental el ser humano se hace ajeno, distinto y exterior a la naturaleza y la convierte en proveedora de recursos para satisfacer sus necesidades (Giraldo y Toro, 2020). El concepto occidental y legal de propiedad legitima el uso de la naturaleza.

Aunque el concepto de recursos naturales (forestales) está institucionalizado en la legislación peruana no todos los pueblos y culturas se relacionan con los bosques de manera disyuntiva. Existen casos en los que los recursos forestales (bosques) son tratados como dones, ofrendas o bondades de la naturaleza (Caruso y Sarmiento, 2019; Fuse, 2019; Hou, 2019; Naranayan, 2019). Por ejemplo, desde la ecología profunda (Seed, 2019), de la ecología jainista (Kumar, 2019) y de la civilización amerindia (Estermann, 2012), existe una continuidad entre el ser humano y la naturaleza y lo que caben son relaciones de reciprocidad no de dominio o propiedad. Eisenstein (2019: 286) señala

... la aparente oposición entre la ciencia y la espiritualidad de la Tierra se está desmoronando a la luz de los recientes descubrimientos. La inteligencia de las plantas, la inteligencia micelial, la capacidad del agua para transportar información y la complejidad de la comunicación animal otorgan credibilidad científica a la idea de que los entes no humanos tienen aptitud subjetiva y experiencia interna. Y, por supuesto, la teoría Gaia sugiere que todo el planeta está vivo...

Bajo estas perspectivas panpsiquistas la naturaleza no solo está viva sino que además piensa (Maldonado, 2016). Al respecto Kohn, citado por Rivera (2016, 325), menciona que “los bosques piensan a través de ecologías que integran una cierta biosemiótica y unos patrones que condicionan y son condicionados por relaciones entre seres vivos.”

Dependiendo de la forma cómo se relacione el ser humano con los bosques entonces se reconocerá el rol de las personas humanas como cuidante, custodio, cultivador, administrador, mayordomo, facilitador (Estermann, 2012, 8).

Si bien es cierto que muchas manifestaciones de relacionamiento respetuoso con los bosques se han debilitado o se han perdido todavía es posible apreciarlas en muchos pueblos y culturas como son el caso de los conceptos de Hurai (Japón), Kametsa asaike (Perú), Minobimaatisiwin (Estados Unidos), entre otros relativos al Buen Vivir (Caruso y Sarmiento, 2019; Hou, 2019; McGregor, 2019; Naranayan, 2019). En otros casos hay renovado entusiasmo por la recuperación de los valores tradicionales al constatar los efectos de las cosmovisiones capitalistas dominantes.

Consecuentemente es posible reconocer tres fases en el estudio de los bosques como bienes comunes que se muestran en la figura 1

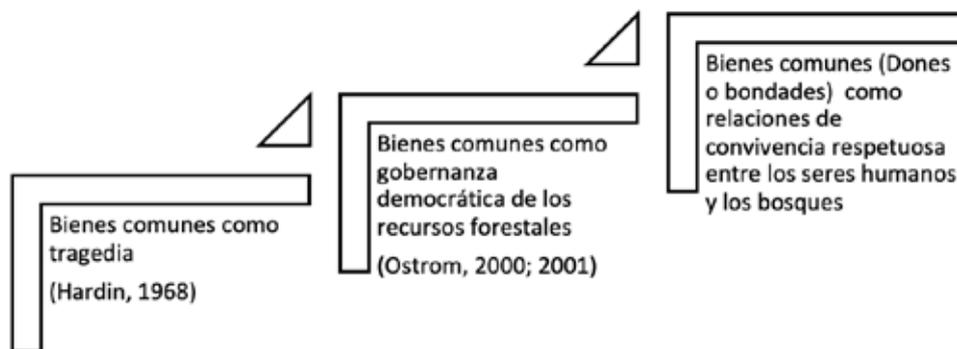


Figura 1: Evolución del estudio de los bosques como bienes comunes

En tanto las dos primeras fases han sido ampliamente estudiadas (Hardin, 1968; Ostrom, 2000; 2001) se presta atención a la tercera fase propuesta por el autor. En esta tercera fase se reconocen los aportes de Ostrom son muy relevantes y demuestran que más que un problema de acceso a los bienes comunes es un tema de la capacidad autorregulatoria de las comunidades interesadas en darle sostenibilidad a los bosques pero se pone de relieve que no se trata únicamente de bienes orientados al disfrute colectivo sino que se reconoce el valor intrínseco de las diversas manifestaciones de vida en los bosques. El pensamiento colonizador había llevado a concebir a los bosques solo como una canasta de recursos para satisfacción de las necesidades humanas, aunque es indudable el valor de los bosques en la seguridad y soberanía alimentaria de pueblos que viven y dependen de los bosques, las presiones de mercado están produciendo una afectación a las ontologías relacionales de los pueblos indígenas y comunidades locales. Aunque un relacionamiento motivado por los ingresos económicos rápidos resuelve problemas de la cotidianeidad a su vez afectan los arreglos ecológicos y sociales que les habían permitido modos de vida sustentables. Con la emergencia de conceptos del Buen Vivir o Vida Plena de los pueblos indígenas, con sus diferentes variedades y orientaciones, se está recuperando una perspectiva biocéntrica que habla de una relación más respetuosa de los seres humanos con los bosques, como anteriormente se había hecho acorde con los valores culturales de interrelación respetuosa. Es en este marco que se entiende los derechos de la naturaleza (Arce, 2022).

Consecuentemente una conceptualización renovada, o recuperada, de los bienes comunes puede contribuir a fortalecer la Vida Plena de las comunidades indígenas y locales de la Amazonía peruana en tanto contribuye a la reflexión interna sobre la relación con los bosques que debe darse a raíz de los grandes retos producto de la crisis civilizatoria una de cuyas más sensibles manifestaciones, entre otras, alude al exterminio de la biodiversidad asociada a la crisis climática. Aunque las investigaciones

apuntan a que la alteración, degradación y fragmentación de los ecosistemas están provocando que los virus salten a las poblaciones humanas como se pudo constatar con la pandemia del COVID 19 un mejor relacionamiento con los bosques no niega el aprovechamiento sino que promueve su autorregulación para hacerlo más sustentable y con previsiones para la salud de las propias comunidades y de la humanidad.

Las reflexiones sobre la naturaleza de los bienes comunes no tienen el propósito de devaluarlo sino de resignificarlo. Se reconoce por ejemplo que desde las alternativas al desarrollo, la biocivilización, el ecofeminismo, entre otras corrientes, el concepto de bienes comunes es central (Borrini y Taghi, 2019; Kothari et al. 2019; Terreblanche, 2019). Se requiere desmercantilizar los bienes comunes (Acosta, 2019) en una perspectiva bioética que “reconozca relaciones cosmo-bio-eco-dependientes que ligan al ser humano con los procesos coevolutivos de la naturaleza y el universo (Collado, 2016: 56). Consecuentemente no se reduce la discusión sobre los bienes comunes al acceso a los bosques sino a la calidad de las regulaciones para contribuir al respeto por todas las manifestaciones de vida en los bosques. Es recuperar el sentido de relacionamiento desde la convivencialidad, el cuidado y respeto. Desde la ética biocultural como diría Rozzi (2023, 2019, 2016). Se trata por tanto que el concepto de bienes comunes no se restrinja a bienes como cosas o bienes como acceso y propiedad sino a una práctica social y política que reconfigure las relaciones entre las personas y entre las personas y la naturaleza en el entendido de su mutua interrelación y codependencia (Gutiérrez y Rátiva,).

Aunque el concepto de bienes comunes no está presente en la legislación forestal peruana su espíritu sí es posible mantenerla en las comunidades amazónicas que gestionan bosques. Esto es importante porque al incorporar los bosques bajo el dominio eminential del Estado introducen la posibilidad de modalidades de privatización en tanto es el Estado el que define las condiciones de acceso y aprovechamiento. A su vez cuando las comunidades terciarizan el aprovechamiento forestal con la pérdida real del control, aunque formalmente se mantenga, vuelven a aplicar una nueva “privatización” en beneficio de los terceros. Aunque la legislación forestal peruana considera que el manejo forestal comunitario está constituido por todas las actividades forestales que realiza la comunidad, incluyendo las terciarizaciones, tal parece que la preocupación central no es la de mantener los valores culturales de las comunidades respecto al bosque, sino asegurar las fuentes de abastecimiento para la industria forestal. En este contexto el manejo forestal comunitario promovido desde el Estado no es asegurar la continuidad de una ontología relacional de las y los comuneros con los bosques sino introducir el paradigma del desarrollo basado en el crecimiento económico en perspectiva de mercantilización de la naturaleza. Ello se sustenta en el hecho que la mayor cantidad de madera movilizada procede de permisos de comunidades así como representan la mayor cantidad de madera extraída ilegalmente. De ahí la pertinencia de una concepción ampliada de los bosques como bienes comunes para fortalecer las relaciones de convivencia y de respeto a todas las manifestaciones de vida humana y no humana en los bosques.

■ Conclusiones

Se ha podido reconocer la necesidad de enriquecer la conceptualización de los bienes comunes como temas de acceso o de gobernanza democrática con carácter sustentable para incluir el reconocimiento de los valores intrínsecos de la vida humana y no humana en áreas boscosas con poblaciones que viven o dependen de los bosques. Se reconocen tres fases en el estudio de los bosques como bienes comunes, una primera que alude a la tragedia de los comunes, una segunda que alude a sistemas comunitarios que autorregulan el acceso y buscan la sustentabilidad y una tercera fase que alude a los bienes comunes (Dones o bondades comunes) como relaciones de convivencia respetuosa entre los seres humanos y los

bosques, es por ello que se habla del cambio de paradigma de bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia en calidad de cohabitantes de la Tierra. Esta aproximación no es novedad en los pueblos indígenas pero ante la arremetida de paradigmas de desarrollo basado en la mercantilización de la naturaleza las relaciones ontológicas de continuidad entre seres humanos y los bosques se ha ido perdiendo y es necesario recuperar, fortalecer y revitalizar en perspectiva del Buen Vivir o Vida plena. De esta manera recuperar la relacionalidad y convivencialidad entre los seres humanos y los bosques fortalecerá los valores culturales y espirituales que aún mantienen muchos pueblos indígenas. Aunque el concepto propuesto no aplica únicamente a pueblos indígenas.

Agradecimientos

Artículo generado en el marco de investigaciones sobre la Amazonía sur peruana en el Centro Bartolomé de las Casas del Cusco, Perú.

Bibliografía

- Acosta, A. (2019). Poseconomía En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 393-396). Icaria Editorial.
- Andrieu, J. y Costantino, A. (2017). La Tierra como acervo de bienes comunes. Los conflictos sociales sobre bienes comunes ligados a la extranjerización de la tierra en la Argentina Reciente. *Eutopía. Revista De Desarrollo Económico Territorial*, 11, 77-94. <https://doi.org/10.17141/eutopia.11.2017.2617>.
- Arce, R. (2022). Complejidad y derechos de la naturaleza. *Pluriversidad*, 11(9), 11-25. DOI: 10.31381/pluriversidad.vi09.5423|
- Ávila, R. (2011). El derecho de la naturaleza: fundamentos. En C. Espinoza y Pérez, C. (Edit.). *Los Derechos de la Naturaleza y la Naturaleza de sus Derechos* (pp. 35-74). Ministerio de Justicia, Derechos Humanos y Cultos.
- Báez, F. (2021). Economía capitalista y apropiación de recursos comunes. Algunas notas de estudio escritas desde el republicanismo democrático. *Sociedad y economía*, (42), 1-21. <https://doi.org/10.25100/sye.v0i42.9952>
- Benavides, O.A., y Salamanca, A.E. (2019). Bienes de uso común e interacción estratégica: El legado de Elinor Ostrom. En A.L. Rivero, M.L. Amaya y B. Gandlgruber (Coord.), *Complejidad y Gobierno de los Bienes Comunes* (pp. 115-157). Universidad Autónoma Metropolitana. ResearchGate
- Bollier, D. (2016). Think like a commoner. Primera edición colaborativa: Sursiendo + Traficantes de Sueños + Tinta Limón + Cornucopia + Guerrilla Translation. Pensar desde los comunes. una breve introducción (sursiendo.com)
- Borrini, G. y Taghi, M. (2019). Icca: Territorios de Vida. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 312-315). Icaria Editorial.
- Boyd, D. (2020). *Los derechos de la naturaleza. Una revolución legal que podría salvar el mundo*. Fundación Heinrich Böll.
- Carrera, J., y Murillo, D. (2022). Recuperar los bienes comunes, reivindicar el buen vivir. *Cuadernos* 226, 34 p. Recuperar los bienes comunes, reivindicar el buen vivir (cristianismeijusticia.net)
- Caruso, E. y Sarmiento, J.P. (2019). Kametsa Asaika. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 320-323). Icaria Editorial.

- Chirif, A., y García, P. (2007). *Marcando territorio Progresos y limitaciones de la titulación de territorios indígenas en la Amazonía* Editorial IWGIA. MARCANDO_TERRITORIO Progresos y limitaciones de la titulación de territorios indígenas en la Amazonia.pdf (cultura.pe)
- Collado, J. (2016). La bioética como ciencia transdisciplinaria de la complejidad: Una introducción coevolutiva desde la gran historia. *Revista Colombiana de Bioética*, 11(1), 54-67. doi: <http://dx.doi.org/10.18270/rcb.v11i1.1813>
- Congreso Constituyente Democrático (29 de diciembre de 1993). Constitución Política del Perú de 1993. CONSTITUCION POLITICA DEL PERÚ (www.gob.pe)
- Cossío, R., Menton, M., Cronkleton, P., y Larson, A. (2014). *Manejo forestal comunitario en la Amazonía peruana: Una revisión bibliográfica*. Documento de trabajo 140. CIFOR. 34 p. WP140Menton.pdf (cifor.org)
- Decreto Supremo N° 038-2001-AG. Reglamento de la Ley de Áreas Naturales Protegidas, (26 de junio de 2001). Diario Oficial El Peruano.
- Eisenstein, Ch. (2019). Espiritualidad de la Tierra. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 284-287). Icaria Editorial.
- Estermann, J. (2013). Crisis civilizatoria y Vivir Bien, *Polis* [En línea], 33. Publicado el 23 marzo 2013, consultado el 11 de marzo de 2022. URL : <http://journals.openedition.org/polis/8476>
- De Angelis, M. (2010). On the Commons: A Public Interview with Massimo de Angelis and Stavros Stavrides. *E-Flux Journal* 17. <http://www.e-flux.com/journal/17/67351/on-the-commons-a-public-interview-wi>
- De Angelis, M. (2019). Bienes comunes (Commons). En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 177-180). Icaria Editorial.
- De la Cadena, M. (2015). *Earth Beings: Ecologies of Practice Across Andean Worlds*. Durham and London: Duke University Press.
- Federici, S. (2020). *Reencantar el mundo. El feminismo y la política de los comunes*. Traficantes de Sueños. TDS-Reencantar el mundo. El feminismo y la política de los comunes (traficantes.net)
- Fuse, M. (2019). Kyosei. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 324-326). Icaria Editorial.
- Gasché, J., Suess, J., y Vela, N. (2011). *Sociedad Bosquesina. Tomo II ¿Qué significa para los bosquesinos "autonomía", "libertad", "autoridad" y "democracia"?* Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), Iquitos Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC), Lima Center for Integrated Area Studies, Kyoto University (CIAS) Sociedad Bosquesina Tomo 2. (cultura.pe)
- Giraldo, O.F. y Toro, I. (2020). Afectividad ambiental: sensibilidad, empatía, estéticas del habitar. Chetumal, Quintana Roo. El Colegio de la Frontera Sur, Universidad Veracruzana.
- Gutiérrez, A., y Mora, F. (2011). El grito de los bienes comunes: ¿qué son? Y ¿qué nos aportan? *Revista de Ciencias Sociales (Cr)*, I-II (131-132), 127- 145. R
- Gutiérrez, L.(2019). Soberanía y autonomía alimentarias. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 439-442). Icaria Editorial.

- Gutiérrez, R., y Salazar, H. (2019). Reproducción comunitaria de la vida. Pensando la transformación social en el presente. En VV. AA *Producir lo común. Entramados comunitarios y luchas por la vida*. (pp. 21-44). Traficantes de Sueños. (PDF) Producir lo común. Entramados comunitarios y luchas por la vida | Huáscar Salazar Lohman - Academia.edu.
- Gutiérrez, R. y Rátiva, S. (2020). Producción de lo común contra las separaciones capitalistas. En D. Roca y J. Perdomo (Comps.). *La Lucha por los comunes y las alternativas al desarrollo*. (pp. 41-66). CLACSO. [La-lucha-por-los-comunes.pdf](https://clacso.edu.ar/la-lucha-por-los-comunes.pdf) (clacso.edu.ar)
- Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162 (3859), 1243–1248, Doi: 10.1126/science.162.3859.1243.
- Hess, Ch., y Ostrom, E. (eds.) (2016). *Los bienes comunes del conocimiento*. IAEN-Instituto de Altos Estudios Nacionales del Ecuador & Traficantes de Sueños.
- Hou, Y. (2019). Hurai. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 306-308). Icaria Editorial.
- Houtart, F. (2011). *De los bienes comunes al 'bien comun de la humanidad.'* Fundación Rosa Luxemburg.
- Kothari, S., Salleh, A., Escobar, A., Demaria, F. y Acosta, A. (2019). Prefacio de los editores. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 29-56). Icaria Editorial.
- Kumar, S. 2019. Ecología jainista. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 244-246). Icaria Editorial.
- Larson, A.M., Barry, D., Dahal, G.R. y Colfer, C.J.P. (2010). *Bosques y derechos comunitarios: Las reformas en la tenencia forestal*. CIFOR. [Bosques y derechos comunitarios: las reformas en la tenencia forestal](https://www.cifor.org/publications/bosques-y-derechos-comunitarios-las-reformas-en-la-tenencia-forestal) (spda.org.pe)
- Ley N° 26834. Ley de Áreas Naturales Protegidas. (17 de junio de 1997). Diario Oficial El Peruano.
- Ley N° 26821. Ley Orgánica para el Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales. (25 de junio de 1997). Diario Oficial El Peruano.
- Ley N° 29763. Ley forestal y de fauna silvestre. (21 de julio de 2011). Diario Oficial El Peruano.
- Lloredo, L. (2020). Bienes comunes. *Eunomia. Revista en Cultura de la Legalidad*, 19, pp. 214-236. doi: <https://doi.org/10.20318/eunomia.2020.5709>
- Machado, H. (2010). La 'Naturaleza' como objeto colonial. Una mirada desde la condición eco-bio-política del colonialismo contemporáneo. *Boletín Onteaiken*, 10, 35-47. TESIS 1: Colonia, Conocimiento(s) y Teorías Sociales del Sur (onteaiken.com.ar)
- Maldonado, C. (2021a). Las ciencias de la complejidad son ciencias de la vida Maldonado. Trepn Ediciones. Trepn Ediciones 2021 | Carlos Eduardo Maldonado - Academia.edu
- Maldonado, C. (agosto 2021b). La naturaleza está viva: ¿Qué es el organicismo? *Le Monde Diplomatique*, 213, 18-19.
- Maldonado, C. (2016a). Hacia una antropología de la vida: elementos para una comprensión de la complejidad de los sistemas vivos. *Boletín de Antropología*, 31(52), 285-301.
- Maldonado, C. (2016b). Pensar como la naturaleza. Una idea radical. *Uni-pluri/versidad*. 16 (2), 41-51. ResearchGate

- Arce-Rojas, R. (2024). De bosques como bienes comunes a bosques como socioecosistemas de convivencia. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 15-30. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2102>
- Martín, M., Fabiano, E. y Schulz, C. (2020). Dueños y madres de los bosques ¿Condenados a la extinción?. *Attalea. Revista Digital del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana*, 2, 16.
- Martínez, M. (2016). Kawsak Sacha: producción de lo común, contra-producción social de la naturaleza y des condensación capitalista. *Revista Intersticios de la política y la cultura*, 5 (10), 37-49. (PDF) Kawsak Sacha: producción de lo común, contra-producción social de la naturaleza y des condensación capitalista | Mateo Martínez Abarca - Academia.edu
- Márquez, F. (2021). Bioética ambiental en perspectiva latinoamericana. *Revista Latinoamericana de Bioética*, 20(2), 55-73. <https://doi.org/10.18359/rlbi.4910>
- Mattei, U. (2013). *Bienes comunes. Un manifiesto*. Trotta, 121 pp.
- Micarelli, G. (2018). Soberanía alimentaria y otras soberanías: el valor de los bienes comunes. *Revista Colombiana de Antropología*. 54 (2), 119-142. 0486-6525-rcan-54-02-00119.pdf(scielo.org.co)
- Monárrez, J.C., Pérez, G., López, C., Márquez, M. y Gonzáles, M. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y Bosques*, 24 (2), 1-16.
- Montesinos, L.M. y Campanera, M. (2017). Formas de vida, usos y apropiación de recursos. Propuestas para el estudio de los comunes contemporáneos. Editorial. *Revista de Antropología Social*,. 26(2), 193-216, <http://dx.doi.org/10.5209/RASO.57603>
- Narayanan, V. (2019). Hinduismo y transformación social. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 302-305). Barcelona: Icaria Editorial.
- Organismo de Supervisión de los Recursos Forestales y de Fauna Silvestre - OSINFOR. (2019). OSINFOR en cifras: reporte estadístico IV trimestre-2019 (en línea). <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/1016204/OSINFOR-EN-CIFRAS--2019-2206202020200716-31706-1ogblh.pdf>.
- Osorio, M. y Cabanellas, G. (2011). *Diccionario de Derecho*. Heliasta.
- Ostrom, E. (2000). El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. Universidad Nacional Autónoma de México & Fondo de Cultura Económica. México. [el_gobierno_de_los_bienes_comunes.pdf\(socioeco.org\)](http://www.socioeco.org/el_gobierno_de_los_bienes_comunes.pdf)
- Ostrom, Elinor (2001). “Reformulando los bienes comunes”. En J. Burger (ed.) *Protecting the commons: a framework for resource management in the Americas* (pp. 17-41). Island Press
- Ostrom, E., R. Gardner, y J. Walker (1994), *Rules, Games, and Common Pool Resources*. Ann Arbor, University of Michigan.
- Pastorino, L.F. (2013). Los derechos de propiedad y su influencia en la gestión de los bienes y valores ambientales provinciales. II Congreso Nacional de Derecho Agrario Provincial 4 y 5 de octubre de 2013. Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la UNLP. Documento_completo. [Loaderechosdepropiedad.pdf\(unlp.edu.ar\)](http://www.unlp.edu.ar/Loaderechosdepropiedad.pdf)
- PIDESONE & UBA (s.f.) Presentación de los bienes comunes. [BienesComunes.pdf\(uba.ar\)](http://www.bienescomunes.org.ar/BienesComunes.pdf)
- Programa de las Naciones Unidas ONU-REDD. (2012). *La tenencia de los territorios indígenas y REDD+ como un incentivo de manejo forestal: el caso de los países mesoamericanos*. ONU-REDD. La tenencia de los territorios indígenas y REDD+ como un incentivo de manejo forestal: el caso de los países mesoamericanos (fao.org)

- Riechmann, J. (2005). ¿Cómo cambiar hacia sociedades sostenibles? reflexiones sobre biomímesis y autolimitación. *Isegoría* 32, 95-117
- Rivera, A.S. (2016). Etnografía acerca de la manera en que se piensan y representan los bosques: reseña al libro *How Forests Think: Towards an Anthropology beyond the Human*, de Eduardo Kohn En *Boletín de Antropología*, 31 (52), 325-328. DOI: <http://dx.doi.org/10.17533/udea.boan.v31n52a20>
- Roca, D. (2020). *La lucha por los comunes y las alternativas al desarrollo frente al extractivismo : miradas desde las ecología(s) política(s) latinoamericanas / Denisse Roca-Servat ; Jenni Perdomo-Sánchez[et al.] ; compilado por Denisse Roca- Servat ; Jenni Perdomo-Sánchez.- 1a ed.- CLACSO. La-lucha-por-los-comunes.pdf (clacso.edu.ar)*
- Rodotà, S. (2012). *Il diritto ad avere diritti*. Laterza
- Rodríguez, E. y Quintanilla, A. (2019). Relación ser humano-naturaleza: Desarrollo, adaptabilidad y posicionamiento hacia la búsqueda de bienestar subjetivo. *Avances en Investigación Agropecuaria*, 23(3), 7-18. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=83762317002>
- Rozzi, R. (25 de abril de 2023). Conversatorio Día Mundial de la Tierra: Mirada global vínculos entre salud, medio ambiente y economía. Escuela de Salud Pública Uchile. [Video]. Youtube. https://www.youtube.com/live/dMG9oolTW_U?feature=share
- Rozzi, R. (2019). Áreas Protegidas y Ética Biocultural. En C. Cerda, E. Silva y C. Briceño (Eds.). *Naturaleza en sociedad: Una mirada a la dimensión humana de la conservación de la biodiversidad* (pp. 5-74). Ocho Libros. (99+)
- Rozzi, R. 2016. Bioética global y ética biocultural global. *Cuadernos de Bioética*, XXVII, 339-365. [pdf\(aebioetica.org\)](http://www.aebioetica.org)
- Ruiz, M. (Coord.). (2007). *¿Qué son los bienes comunes?. Comunicación e Información de la Mujer*. AC (CIMAC). [carpeta_bienes_comunes.pdf\(boell.org\)](http://www.boell.org)
- Seed, J. (2019). Ecología profunda. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 247-249). Barcelona: Icaria Editorial.
- Terreblanche, Ch. (2019). Ecofeminismo. En S. Kothari, A. Salleh, A. Escobar, F. Demaria y A. Acosta (Coords.), *Pluriverso un diccionario del posdesarrollo* (pp. 235-239). Barcelona: Icaria Editorial.
- Torres, M.D. (2015). Potestad de los pueblos indígenas sobre los recursos naturales. [Tesis para optar por el título de Licenciada en Derecho]. PUCP. Lima, Perú. 182 p.
- Torres, M. (2022). ¿A quién pertenece la naturaleza? Sintiencia, ética ambiental e intervención en la naturaleza. *Estudios de Filosofía*, 65, 7-29. <https://doi.org/10.17533/udea.ef.345879>
- Valencia, M. (2017). Sobre los escombros del crecimiento emerge el decrecimiento. En C. Composto y M. Navarro (Compiladoras). *Territorios en disputa. Despojo capitalista, luchas en defensa de los bienes comunes naturales y alternativas emancipatorias para América Latina* (pp. 397-409). Bajo Tierra Ediciones.
- White, A., y Martin, A. (2002). *¿De quién son los bosques del mundo? Tenencia Forestal y Bosques Públicos en Transición*. Forest Trends DE QUIENES SON LOS BOSQUES EN EL MUNDO (ccmss.org.mx)
- Zarka, Y. (2013). *La inapropiabilidad de la tierra. Una refundación filosófica frente a los desafíos de nuestro tiempo*. Dunod Editeur.

Impactos del cambio climático en la distribución potencial de especies forestales priorizadas de la Amazonía ecuatoriana

Impacts of climate change on the potential distribution of prioritized forest species in the Ecuadorian Amazon.

Gina Calvas-Serrano ^{1*} 
Juan Maita ² 
Erick Angamarca ² 
Paúl Eguiguren ² 
Darío Veintimilla ^{2,3}

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, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador
3. Herbario "Reinaldo Espinosa", Universidad Nacional Loja, Loja, Ecuador

* Autor para correspondencia: gina.calvas@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2115>

Recibido: 21/11/2023

Aceptado: 05/01/2024

Resumen

Los Bosques Húmedos Tropicales (BHT) son ecosistemas de gran complejidad estructural y ambiental, que albergan gran diversidad especies y hábitats, cumpliendo un papel importante en la regulación del clima y eficientes para la conservación del agua. Sin embargo, los incendios forestales, la deforestación y el cambio climático, han fragmentado estos ecosistemas, provocando la pérdida o reducción de hábitats y servicios ecosistémicos que benefician a las distintas comunidades. En el Ecuador estos bosques cubren gran parte del territorio, específicamente en las regiones del Chocó y la Amazónica. El objetivo del presente estudio fue evaluar los impactos del cambio climático en la distribución de especies forestales del BHT, se seleccionaron *Calycophyllum spruceanum*, *Capirona decorticans*, *Ceibapentandra*, *Dussia tessmannii* y *Erisma uncinatum*, con ayuda de variables bioclimáticas WorldClim; programas como Maxent, Rstudio y ArcGIS, HadGEM3 – CG3.1 – LL y los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5, con lo cual se calibró y generó el modelo final. Proyectando modelos de distribución potencial actual y futura de las cinco especies, en las que se observa aumento y reducción de sus áreas por efecto del cambio climático, provocando cambios en sus patrones de distribución. En conclusión, el cambio climático, traerá alteraciones en la dinámica de los bosques amazónicos, ocasionando modificaciones en su estructura y composición, provocando reducción de captura y almacenamiento de carbono, alteración del ciclo hidrológico, pérdida de hábitats, entre otras. Por tanto, esta investigación, será una herramienta esencial, para generar políticas y estrategias en el aprovechamiento forestal sostenible, restauración y conservación de la biodiversidad de estos bosques.

Palabras clave: Modelo de nicho ecológico, modelo de distribución de especies, cambio climático, Maxent, bosque tropical amazónico

Abstract

Tropical Rainforests (TF) are ecosystems of great structural and environmental complexity, home to a great diversity of species and habitats, playing an important role in climate regulation and efficient for water conservation. However, forest fires, deforestation and climate change have fragmented these ecosystems, causing the loss or reduction of habitats and ecosystem services that benefit different communities. In Ecuador, these forests cover a large part of the territory, specifically in the Chocó and Amazon regions. The objective of this study was to evaluate the impacts of climate change on the distribution of forest species of the BHT, *Calycophyllum spruceanum*, *Capirona decorticans*, *Ceibapentandra*, *Dussia tessmannii* and *Erisma uncinatum* were selected, with the help of bioclimatic variables WorldClim; programs such as Maxent, Rstudio and ArcGIS, and HadGEM3 - CG3. 1 - LL and the SSP2-4.5 and SSP5-8.5 scenarios, with which the final model was calibrated and generated. Projecting models of current and future potential distribution of the five species, in which an increase and reduction of their areas due to climate change is observed, causing changes in their distribution patterns. In conclusion, climate change will bring alterations in the dynamics of the Amazon forests, causing modifications in their structure and composition, causing a reduction in carbon capture and storage, alteration of the hydrological cycle, loss of habitats, among others. Therefore, this research will be an essential tool to generate policies and strategies for sustainable forest use, restoration and conservation of the biodiversity of these forests.

Keywords: Ecological niche model, species distribution model, climate change, Maxent, amazon tropical forest

Introducción

Los bosques húmedos tropicales (BHT), cubren el 14 % de la superficie terrestre del planeta, se destacan por presentar ecosistemas de una gran complejidad estructural y ambiental, alojan gran parte de la diversidad de especies y hábitats presentes en el mundo (Gentry, 1982; Hill y Hill, 2001). Son fundamentales para la regulación del clima (Bennett et al., 2018), captura y almacenamiento de carbono (Jiménez-Torres, 2021) y eficientes para la conservación del agua (Molion, 1975). En Ecuador son los bosques más diversos, siendo influenciados en gran parte por la topografía de la Cordillera de los Andes (Muriel, 2008), se localizan por debajo de 3 500 m s.n.m., con precipitaciones anuales mayores a 2 000 mm (Young, 2006), con una extensión de 31 732 km² en la Biorregión del Chocó, como de 73 909 km² en el Amazonas, donde se han encontrado más de 200 especies arbóreas por hectárea, se estima que el número de vertebrados, como son anfibios, reptiles, aves y mamíferos, sobrepasen las 3 500 especies (Bravo, 2014). Además, presentan una flora exuberante de 9 000 especies de plantas vasculares, llegando a acoger la zona del Chocó el 25 % de la flora nacional (Palacio y Jaramillo, 2001). Es por todos estos atributos, que el Ecuador es incluido como uno de los países megadiversos del mundo.

Sin embargo, los BHT del Ecuador, se han visto afectados desde hace décadas por actividades que vienen ligadas con el desarrollo humano, como es la explotación maderera, petrolera, cultivos de palmas entre otras, por lo cual se prevé que el efecto del cambio climático, sea evidente durante las fases de crecimiento, reproducción y migración (Chen et al., 2011; Peñuelas et al., 2004), en la abundancia y dispersión de las especies (Root et al., 2005), así como en la ausencia o modificación de su distribución, hacia altitudes o latitudes distintas a las que se encuentran hoy (Larsen et al., 2012). Para ello es fundamental desarrollar métodos analíticos que permitan evaluar la distribución potencial actual, y escenarios de cambio climático para la biodiversidad de estas áreas (Uribe, 2015).

En los últimos tiempos, el modelado de distribución de especies (MDE) ha venido consolidándose en conjunto con la era digital, generando el desarrollo de softwares, algoritmos y paquetes de acceso, lo cual ha brindado ventajosas metodologías para el campo de la biología, forestal, clima, biogeografía entre otros (Pardo, 2022). Los MDE se aplican para deducir la distribución actual de las especies y proyectar las consecuencias del cambio climático en las mismas, bajo distintos escenarios climáticos, a través de herramientas de Sistemas de Información Geográficas (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011) donde se utilizan registros históricos y condiciones ambientales como es el clima, topografía, hidrología entre otros, que son conocidas para la especie y que puedan influenciar la ubicación geográfica de la misma en el futuro, generando de esta manera un mapa con probabilidades (Bakkenes et al., 2002). En Ecuador se ha reportado que el cambio climático, afectaría la dinámica poblacional y distribución altitudinal de anfibios (Ron, 2000), de aves (Varela, 2019) como también la vegetación en zonas silvestres protegidas de la zona andina (Yáñez et al., 2011). A pesar de ello, existen vacíos de información, se desconoce estudios sobre los impactos del cambio climático en la distribución espacial de especies forestales del BHT.

La presente investigación se enfoca en evaluar la distribución actual de cinco especies forestales del BHT que se encuentran sobreexplotadas y vulnerables por su valor comercial y ecológico, así como la distribución futura bajo escenarios de cambio climático. Estos resultados tienen un alto potencial para la toma e implementación de políticas en planes de manejo y conservación de estas especies. En este contexto, se planteó como objetivo modelar áreas de distribución actual, de especies forestales del bosque húmedo ecuatoriano y estimar los impactos de escenarios de cambio climático, de las especies forestales del bosque húmedo ecuatoriano.

■ Materiales y Métodos

Área de estudio

Los Bosques Húmedos Tropicales (BHT) del Ecuador se encuentran localizados al oeste y este de la Cordillera de los Andes, conformado por las regiones Amazónica y la Biorregión El Chocó (Figura 1). El presente estudio se enfocó en la región Amazónica, donde existe el mayor número de registros de las cinco especies forestales evaluadas. Esta región presenta precipitaciones entre 1 800 a 4 000 mm al año, en un rango altitudinal bajo los 1 200 m s.n.m. (Holdridge, 1978).

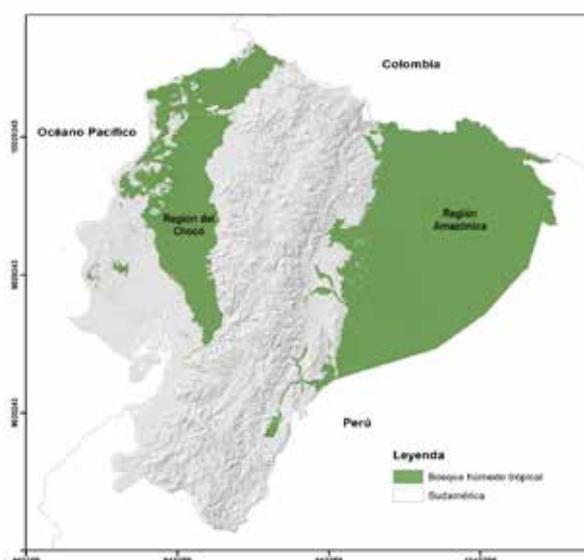


Figura 1. Mapa de ubicación del bosque húmedo tropical del Ecuador.

Selección de especies

Para la selección de las especies se consideraron algunos criterios, los mismos que se detallan a continuación:

Ceiba pentandra, se seleccionó desde en el punto de vista ecológico y cultural; ambientalmente, es una especie importante por los distintos servicios ecosistémicos, que brindan a las comunidades de la Amazonía, que se benefician desde la parte medicinal, alimenticia, como también de hábitat de cierto tipo de quirópteros, como es el caso de *Vampyrum spectrum* (Narváez et al., 2012). En la parte cultural el ceibo es un árbol de gran importancia ancestral, para los pueblos indígenas de la Amazonía, lo consideran el equilibrio que existe entre la naturaleza y los seres humanos, por eso es utilizado en sus ritos espirituales, sobre todo en la nacionalidad Siekopai (Kroijer, 2018).

Capirona decorticans, se eligió por dos criterios, la primera por el alto valor cultural, ya que ocupa un lugar transcendental en la vida de los waoranis, por los rituales ancestrales y por las aplicaciones medicinales que brinda la especie (Tirira y Rios, 2018). La segunda, por su uso maderable en la ebanistería (Palacios et al., 2021).

Calycophyllum spruceanum, se seleccionó desde el punto de vista de aprovechamiento forestal maderable, ya que es una especie que brinda madera para la construcción de algunas comunidades amazónicas. Otra de la razón, fue por su aporte ecológico, ya que se caracteriza por presentar una gran capacidad de captura y almacenamiento de carbono (Freitas – Alvarado, 2021), se estima que un rodal natural puede almacenar 125,9 t/ha (Gorbitz, 2015).

Erisma uncinatum, esta especie se la seleccionó por su importancia de uso forestal maderable, es muy utilizada para la construcción de canoas y en la carpintería por la calidad de madera que presenta (Fundación Ishpingo, 2008).

Dussia tessmannii, se seleccionó desde un punto de vista ecológico, sus semillas sirven de alimento para la especie pecarí de collar *Tayassu tajacu* (Zurita - Benavides et al., 2016).

Datos de presencia de especies

Se utilizó registros de presencia de los puntos georreferenciados de colectas disponibles de dos bases de datos: Global Biodiversity Information Facility (<https://www.gbif.org/es/>) y Base Nacional de Datos de Biodiversidad (<https://bndb.sisbioecuador.bio/bndb/index.php>).

VARIABLES BIOCLIMÁTICAS

Se utilizaron las variables bioclimáticas de WordClim versión 2.0 (Fick et al., 2017), las mismas que tienen una resolución espacial de ~1 km². Se excluyeron las variables ambientales que combinan temperatura y precipitación Bio 8, Bio 9, Bio 18 y Bio 19, debido a que presentan anomalías espaciales y discontinuidades entre píxeles vecinos (Astorga et al., 2018; Escobar et al., 2014).

Depuración de registros de campo

Utilizando los programas ArcGIS 10.8 y RStudio, se aplicaron tres filtros de calidad de datos, los mismos que se detallan a continuación:

Filtro uno: eliminación de registros de coordenadas en 0, duplicados y sin coordenadas, que son errores muy habituales en este tipo de información (Rahm y Do, 2000).

Filtro dos: eliminación de registros que estaban fuera del rango altitudinal óptimo de crecimiento de la especie, rango que fue establecido por expertos botánicos.

Filtro tres: análisis de heterogeneidad climática a través de la herramienta SDMtoolbox y un análisis de componentes principales, se eliminaron los registros con autocorrelación espacial y climática (Brown, 2014). La configuración del análisis constó de: quince variables bioclimáticas, los registros de observación de cada especie, tres zonas de heterogeneidad climática, radios de búsqueda de 2 km como mínimo y 10 km como máximo.

Determinación de las áreas de calibración

Con RStudio y el paquete de “Grinnell” se calcularon las áreas de calibración, que incluye áreas donde la especie ha conseguido el acceso a través de la dispersión, además abarcan sitios adecuados ambientalmente abióticos y bióticos. Se determinó el tamaño del área de calibración y espacio ambiental que influye en los modelados del nicho ecológico y distribución de especies (Machado et al., 2021). Posteriormente se recortaron los bioclimas en función de las áreas de calibración calculadas.

Selección de las variables bioclimáticas

Se seleccionaron las variables bioclimáticas en función de dos análisis estadísticos: 1) con una correlación $r < 0.8$, 2) variables con mayor contribución e importancia a través de la prueba de Jackknife de Maxent de la librería “kuenm”.

Modelamiento de áreas de distribución potencial actual (idoneidad)

Se inició con la calibración de los modelos candidatos, donde se incluyó los registros de ocurrencia, 10 000 puntos de fondo (background), los bioclimas seleccionados, siete multiplicadores de regularización (0.1, 0.25, 0.5, 0.75, 1, 2, 3) y siete combinaciones de feature classes de tipo l = linear, q = quadratic y p = product (“l”, “q”, “p”, “lq”, “lp”, “qp”, “lqp”). Los modelos candidatos fueron evaluados mediante tres estadísticas: la tasa de omisión al 5 %, el criterio de Akaike (AICc) y ROC parcial (Low et al., 2021). Los modelos que cumplieron las tres condiciones se utilizaron para proyectar el modelo final, el mismo que estaba compuesto por cuatro capas raster que representaban la mediana, la media, el rango y la desviación estándar de la distribución potencial, considerando la primera capa como la idoneidad ambiental de la especie. La capa de idoneidad fue reclasificada utilizando un valor límite o “threshold” del 5%, la nueva capa con valores de 0 representó zonas no adecuadas ambientalmente para la especie y los valores de 1 zonas adecuadas ambientalmente para la especie (Mota et al., 2019).

Modelamiento de áreas de distribución potencial futura

Se consideró variables bioclimáticas futuras de Worldclim versión 2.3 con resolución espacial de $\sim 1 \text{ km}^2$ y un periodo de tiempo de 2041-2060 (Fick y Hijmans, 2017; Hijmans et al., 2005). Se utilizó el modelo de circulación general HadGEM3-GC31-LL, por sus buenos rendimientos en los trópicos (Hur et al., 2022), simulación eficiente de la variabilidad climática en América del Sur (Dantas et al., 2022). Como escenarios de cambio climático se utilizaron los SSP (Shared Socioeconomic Pathways) predichos en el Sexto Informe de Evaluación (AR6) del 2021 (Lee et al., 2023), optando por los SSP2 – 4.5, con emisiones intermedias de Gases de Efecto Invernadero (GEI), con 650 ppm de CO_2 que implicaría un aumento de temperatura de $2,4 \text{ }^\circ\text{C}$, y el escenario más catastrófico como es el SPP5 – 8.5, que presenta emisiones de GEI muy altas, cuyos niveles de CO_2 son de 1 370 ppm y un aumento de la temperatura $5 \text{ }^\circ\text{C}$ (IPCC, 2019).

Para proyectar la distribución potencial futura de las especies, primero se seleccionaron las variables bioclimáticas futuras de los escenarios SSP2 – 4.5 y SPP5 – 8.5, esto en función del listado de sets de combinaciones de bioclimas de los modelos candidatos que se utilizaron en el modelamiento de la distribución potencial actual. Posteriormente, se proyectó la distribución potencial futura de cada una de las especies para los escenarios, utilizando las funciones de proyección del paquete “kuenm”.

Resultados

Áreas de distribución potencial actual de las especies forestales

Estadísticos de la calibración de modelos

En la Tabla 1 y 2 se detalla los estadísticos de los mejores modelos, que son el resultado del proceso de calibración y que cumplieron con los criterios estadísticos como la tasa de omisión E al 5 %, el criterio de Akaike (AICc) y el ROC parcial y del cual se proyectó el modelo final para cada especie.

Tabla 1. Modelos que cumplieron con los criterios de selección.

Criterios	Especie				
	<i>Calycophyllum spruceanum</i>	<i>Capirona decorticans</i>	<i>Ceiba pentandra</i>	<i>Dussia tessmannii</i>	<i>Erisma uncinatum</i>
Todos los modelos candidatos	10 731	4 851	4 851	10 731	10 731
Modelos estadísticamente significativos	10 147	4 136	4 741	10 573	10 711
Modelos que cumplen con los criterios de tasa de omisión	4 557	1 421	379	1 656	6 922
Modelos que cumplen los criterios AICc	7	84	4	10	111
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios de tasa de omisión	3 973	706	269	1 498	6 902
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con los criterios AICc	7	84	4	10	111
Modelos estadísticamente significativos que cumplen con la tasa de omisión y los criterios AICc	3	8	4	54	110

Tabla 2. Estadísticos de los de los modelos más significativos resultantes de la calibración.

Especie	Regularizador	Función de característica	ROC parcial	Tasa de Omisión	Valor del AICc	Bioclimas seleccionados
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	0.1	lq, qp	0	0	436.101	Bio 2, bio 3, bio 4, bio 6, bio 7, bio 14, bio 15, bio 16
<i>Capirona decorticans</i>	0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 1	p	0	0	300.618	Bio 2, bio 3, bio 4, bio 6, bio 7, bio 12, bio 15
<i>Ceiba pentandra</i>	0,5; 0,75; 1,2	p	0	0	621.379	Bio 2, bio 3, bio 4, bio 6, bio 7, bio 12, bio 15
<i>Dussia tessmannii</i>	0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 1	p	0	0	399.694	Bio 1, bio 2, bio 3, bio 4, bio 5, bio 7, bio 12, bio 15
<i>Erisma uncinatum</i>	0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 1	lq, p, qp, q, lqp, l	0	0	374.588	Bio 2, bio 3, bio 4, bio 6, bio 7, bio 14, bio 15, bio 16

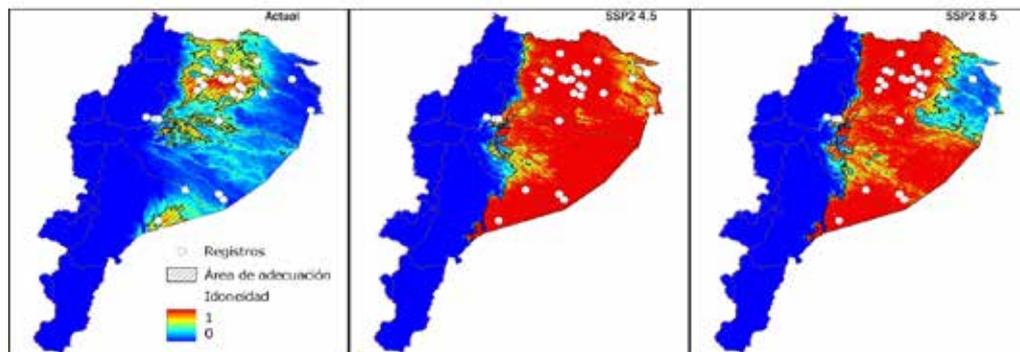
* Bio2 = (rango diurno medio); Bio3 = (Isotermalidad); Bio4 = (Estacionalidad de temperatura); Bio5 = (Máxima temperatura del mes más cálido); Bio6 = (Temperatura del mes más frío); Bio7 = (Rango de temperatura anual); Bio12 = (Precipitación anual); Bio14 = (Precipitación del mes más seco); Bio15 = (Estacionalidad de precipitación); Bio16 = (Precipitación del trimestre más húmedo).

Calycophyllum spruceanum

Se generaron 10 731 modelos preliminares, de los cuales sólo tres cumplieron criterios estadísticos, el 95 % son estadísticamente significativos, de los cuales el 37 % cumplen con la tasa de omisión, el 0,07 % cumplen con el criterio AICc y un 0,03 % entre los dos anteriormente mencionados, como se detalla en la Tabla 1. En el proceso de calibración se seleccionaron tres modelos, con un multiplicador de regularización 0,1, con clases de características lq y qp . Las variables bioclimáticas determinantes fueron bio 2 (Rango diurno medio), bio 3 (Isotermalidad), bio 4 (Estacionalidad de temperatura), bio 6 (Temperatura mínima del mes más frío), bio 7 (Rango de temperatura anual), bio 14 (Precipitación del mes más seco), bio 15 (Estacionalidad de precipitación), bio 16 (Precipitación del trimestre más húmedo) cómo se indica en la Tabla 2. En la Figura 2 A, se observa el rango de idoneidad ambiental para *C. spruceanum*, cuyos valores cercanos a 0, se encuentran representados por zonas de color azul y corresponden a una baja idoneidad ambiental para la especie, mientras que las zonas de color rojo (valores cercanos o iguales a 1) corresponden a una idoneidad alta para la distribución de la especie.

El área de adecuación de la especie se encuentra representada por el polígono negro, correspondiente a zonas con una idoneidad mayor a 0,55 dando como resultado una superficie de las localidades con valores cercanos a 1 y que están de color rojo son las áreas idóneas las cuales abarcan 1 462 314,8 ha. Estas áreas de adecuación se sitúan en el bosque húmedo tropical de la Amazonía exactamente las provincias de Sucumbíos, Orellana, Morona Santiago, Pastaza y Napo.

A.



B.

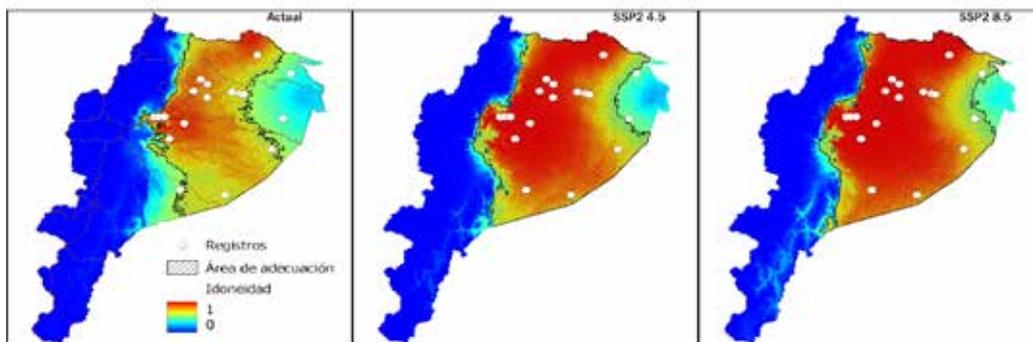
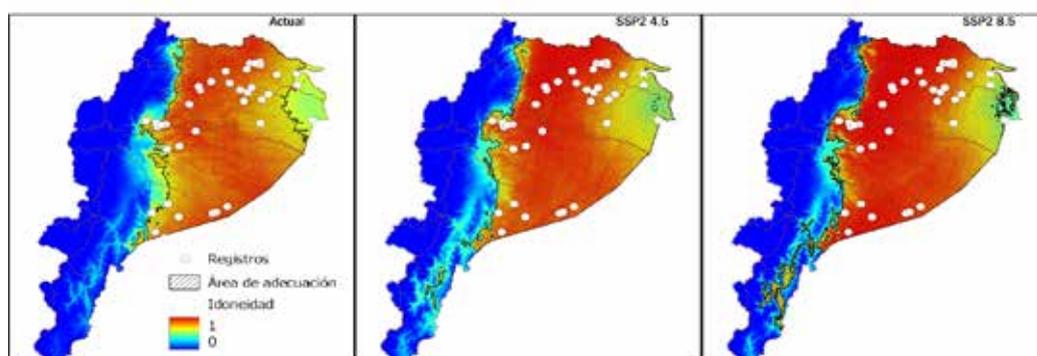
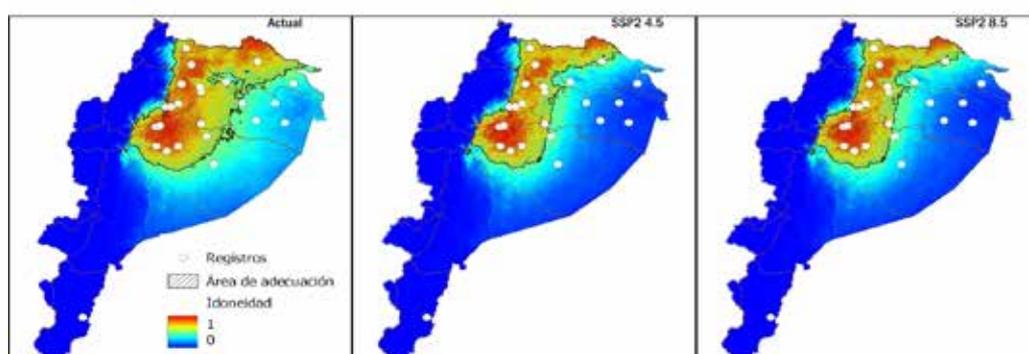


Figura 2. Modelo de distribución potencial y futura de la especie A) *Calycophyllum spruceanum*, B) *Capirona decorticans*, continúa...

C.



D.



E.

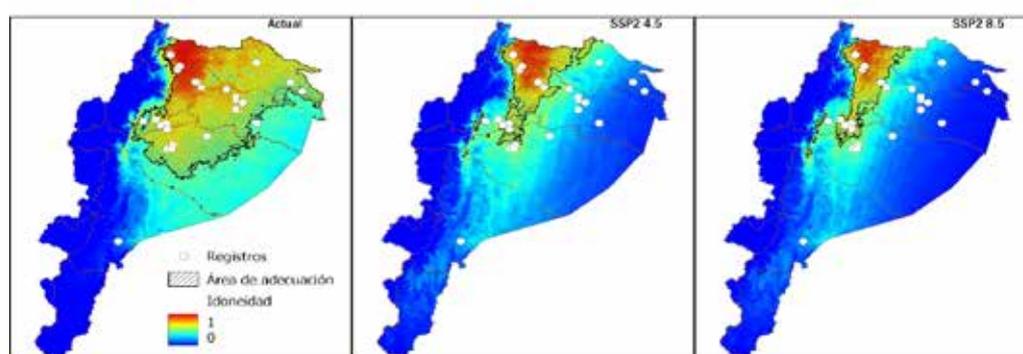


Figura 2. Modelo de distribución potencial y futura de la especie C) *Ceiba pentandra*, D) *Erismia uncinatum*, E) *Dussia tessmannii*

Capirona decorticans

Se generaron 4 851 modelos preliminares, solo ocho cumplieron los criterios estadísticos, el 85 % son estadísticamente significativos, de los cuales el 29 % presentan tasa de omisión, el 1,7 % cumplen con el criterio de AICc y un 0,16 % entre los dos anteriormente mencionados, como se detalla en la Tabla 1. En el proceso de calibración se seleccionó ocho modelos, con multiplicadores de regularización seleccionados 0,1, 0,25, 0,5, 0,75, 1 con clase de característica p. Las variables bioclimáticas determinantes utilizadas para esta especie fueron bio 2 (Rango diurno medio), bio 3 (Isotermalidad), bio 4 (Estacionalidad de

temperatura), bio 6 (Temperatura mínima del mes, más frío), bio 7 (Rango de temperatura del anual), bio 12 (Precipitación anual), bio 15 (Estacionalidad de precipitación), como lo muestra la Tabla 2.

En la Figura 2 B, se observa el rango de idoneidad ambiental de *C. decorticans*, cuyos valores cercanos a 0, se encuentran representados por zonas de color azul y corresponden a una baja idoneidad ambiental para la especie, mientras que las zonas de color rojo (valores cercanos o iguales a 1) corresponden a una idoneidad alta para la distribución de la especie. El área de adecuación de la especie se encuentra representada por el polígono negro, correspondiente a zonas con una idoneidad mayor a 0,55 dando como resultado una superficie de las localidades con valores cercanos a 1 y que están de color rojo son las áreas idóneas las cuales abarcan 4 764 672,8 ha. Estas áreas de adecuación de hectáreas con valores superiores a 0,55. Se localizan en el bosque húmedo tropical de la Amazonía en las provincias de Sucumbíos, Orellana, Morona Santiago, Pastaza y Napo.

Ceiba pentandra

Se generaron 10 731 modelos preliminares (candidatos), cuatro cumplieron los criterios estadísticos, el 99 % son estadísticamente significativos, de los cuales el 15 % cumplen con la tasa de omisión, el 0,09 % cumplen con el criterio de AICc y un 0,50 % entre los dos anteriormente mencionados (Tabla 1). En el proceso de calibración se seleccionó cuatro modelos, con multiplicadores de regularización seleccionados 0,1, 0,25, 0,5, 0,75, 1 y con clase de característica p. Las variables bioclimáticas determinantes utilizadas para esta especie fueron bio 1 (Temperatura promedio anual), bio 2 (Rango diario medio), bio 3 (Isotermalidad), bio 4 (Estacionalidad de temperatura), bio 5 (Máxima temperatura del mes más cálido), bio 7 (Rango de temperatura anual), bio 12 (Precipitación anual), bio 15 (Estacionalidad de precipitación), como lo muestra la Tabla 2.

En la Figura 2 C, se observa el rango de idoneidad ambiental para *C. pentandra* cuyos valores cercanos a 0, se encuentran representados por zonas de color azul y corresponden a una baja idoneidad ambiental para la especie, mientras que las zonas de color rojo (valores cercanos o iguales a 1) corresponden a una idoneidad alta para la distribución de la especie.

El área de adecuación de la especie se encuentra representada por el polígono negro, correspondiente a zonas con una idoneidad mayor a 0,55 dando como resultado una superficie de las localidades con valores cercanos a 1 y que están de color rojo son las áreas idóneas las cuales abarcan 6 226 987,6 ha. Se sitúan en el bosque húmedo tropical de la Amazonía exactamente en las provincias de Sucumbíos, Orellana, Morona Santiago, Pastaza y Napo.

Dussia tessmannii

Se generaron 10 731 modelos preliminares (candidatos), 54 cumplieron los criterios estadísticos, el 95 % son estadísticamente significativos, de los cuales el 42 % cumplen con la tasa de omisión, el 0,07 % cumplen con el criterio de AICc y un 0,03 % entre los dos anteriormente mencionados, como se detalla en la Tabla 1. En el proceso de calibración se seleccionó 54 modelos, con multiplicadores de regularización seleccionados 0,1, 0,25, 0,5, 0,75, 1 y con clase de característica p. Las variables bioclimáticas determinantes utilizadas para esta especie fueron bio 1 (Temperatura promedio anual), bio 2 (Rango diario medio), bio 3 (Isotermalidad), bio 4 (Estacionalidad de temperatura), bio 5 (Máxima temperatura del mes más cálido), bio 7 (Rango de temperatura anual), bio 12 (Precipitación anual), bio 15 (Estacionalidad de precipitación), como lo muestra la Tabla 2.

En la Figura 2 D, se observa el rango de idoneidad ambiental para *D. tessmannii* cuyos valores cercanos a 0, se encuentran representados por zonas de color azul y corresponden a una baja idoneidad ambiental para la especie, mientras que las zonas de color rojo (valores cercanos o iguales a 1) corresponden a

una idoneidad alta para la distribución de la especie. El área de adecuación de la especie se encuentra representada por el polígono negro, correspondiente a zonas con una idoneidad mayor a 0,55 abarca 4 298 370,0 ha. Se sitúan en el BHT de la Amazonía exactamente en las provincias de Sucumbíos, Orellana, Morona Santiago, Pastaza y Napo.

Erisma uncinatum

Para la especie *Erisma uncinatum*, se generaron 10 731 modelos preliminares (candidatos), de los cuales sólo 110 cumplieron los criterios estadísticos, el 100 % son estadísticamente significativos, de los cuales el 65 % cumplen con la tasa de omisión, el 0,07 % cumplen con el criterio de AICc y un 1 % entre los dos anteriormente mencionados, como se detalla en la Tabla 1. En el proceso de calibración se seleccionó 54 modelos, con multiplicadores de regularización seleccionados 0,1, 0,25, 0,5, 0,75, 1 y con clases de características lq, p, qp, q, lqp, l. Las variables bioclimáticas determinantes utilizadas para esta especie fueron bio 2 (Rango diurno medio), bio 3 (Isotermalidad), bio 4 (Estacionalidad de temperatura), bio 6 (Temperatura del mes más frío), bio 7 (Rango de temperatura anual, bio 14 (Precipitación del mes más seco), bio 15 (Estacionalidad de precipitación), bio 16 (Precipitación del trimestre más húmedo) como lo muestra la Tabla 2.

En la Figura 2 E, se observa el rango de idoneidad ambiental para *E. uncinatum* cuyos valores cercanos a 0, se encuentran representados por zonas de color azul y corresponden a una baja idoneidad ambiental para la especie, mientras que las zonas de color rojo (valores cercanos o iguales a 1) corresponden a una idoneidad alta para la distribución de la especie. El área de adecuación de la especie se encuentra representada por el polígono negro, correspondiente a zonas con una idoneidad mayor a 0,55 abarca 3 248 548,8 ha., se localizan en el bosque húmedo tropical de la Amazonía exactamente en las provincias de Sucumbíos, Orellana, Pastaza y Napo.

Estimación del impacto del cambio climático en la distribución espacial de especies.

Los resultados de los modelos proyectados utilizando los escenarios SSP2 - 4.5 y SSP5 - 8.5 del GCM HadGEM3-GC3.1 – LL para el periodo 2041 – 2060, mostraron distribuciones espaciales diferentes a los modelos proyectados con el escenario actual (Tabla 3).

Tabla 3. Áreas potenciales de distribución actuales y futuras de las especies forestales modeladas.

Especies	Escenario actual	Escenario SSP2 - 4.5			Escenario SSP5 - 8.5		
		2041 - 2060	ha	%	2041 - 2060	ha	%
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	1 462 315	6 632 547	5 170 232	353,6	5 632 092	4 169 777	285,2
<i>Capirona decorticans</i>	4 764 673	6 661 749	1 897 077	39,8	7 098 098	2 333 425	48,9
<i>Ceiba pentandra</i>	6 226 988	7 557 051	1 330 063	21,3	7 733 957	1 506 969	24,2
<i>Dussia tessmannii</i>	4 298 370	1 152 559	-3 145 811	-73,2	912 278	-3 386 092	-78,8
<i>Erisma uncinatum</i>	3 248 549	2 260 999	-987 549	-30,4	2 178 609	-1 069 939	-32,9

ha: +/- diferencia del escenario actual con el escenario futuro.

Calycophyllum spruceanum

Considerando los modelos proyectados para el año 2041 y 2060, bajo el escenario SSP2-4.5, se observa que el área de adecuación de la especie *C. spruceanum* podría aumentar significativamente en un 353,6 % (6 632 546,6 ha), frente a su escenario actual. Para el SSP5-8.5, los resultados muestran de la misma manera, que el área de adecuación de la especie, podría aumentar en un 285,2 % (4169 776,9 ha), cómo se detalla en la Tabla 3. En la Figura 2 A, se observa que bajo dos escenarios aumenta las áreas de adecuación, especialmente en el las provincias de Sucumbíos, Orellana, Pastaza, Morona Santiago.

Capirona decorticans

En los modelos proyectados para el año 2041 y 2060, bajo el escenario SSP2-4.5, se observa que el área de adecuación de la especie *C. decorticans* podría aumentar en un 39,8 % (6 661 749,4 ha), frente a su escenario actual. Para el escenario SSP5-8.5, se muestra que el área de adecuación de la especie, podría aumentar en un 48,9 % (2 333 425,0 ha), como se detalla en la Tabla 3. En la Figura 2 B, se observa que bajo los dos escenarios, aumentan áreas de adecuación especialmente en el las provincias de Sucumbíos, Orellana, Pastaza, Morona Santiago y Napo.

Ceiba pentandra

En los modelos proyectados para el año 2041 y 2060, bajo el escenario SSP2-4.5, se observa que el área de adecuación de la especie *C. pentandra* podría aumentar en un 21,3 % (7 557 050,8 ha), frente a su escenario actual. Para el SSP5-8.5, los resultados señalan que el área de adecuación de la especie, podría aumentar en un 24,2 % (7 733 956,8 ha), como se detalla en la Tabla 3. En la Figura 2 C, se observa el aumento de las áreas de adecuación, especialmente en el las provincias de Sucumbíos, Orellana, Pastaza, Morona Santiago y Napo.

Dussia tessmannii

Los modelos proyectados para el año 2041 y 2060, bajo el escenario SSP2-4.5, se observa que el área de adecuación de la especie *D. tessmannii* podría contraerse en un -73,2 % (1 152 558,6 ha), frente a su escenario actual. Para el SSP5-8.5, los resultados muestran, que el área de adecuación de la especie, podría disminuir en un -78,8 % (2 178 609,2 ha) cómo se detalla en la Tabla 3. En la Figura 2 D, se observa para los dos escenarios la reducción de las áreas de adecuación especialmente en el las provincias Sucumbíos, Napo, Orellana, Pastaza y Morona Santiago.

Erisma uncinatum

Los modelos proyectados para el año 2041 y 2060, bajo el escenario SSP2-4.5, se observa que el área de adecuación de la especie *E. uncinatum* podría contraerse en un -30,4 % (2 260 999,0 ha), frente a su escenario actual. Para el SSP5-8.5, los resultados señalan, que el área de adecuación de la especie, podría disminuir en un -32,9 % (2 178 609,2 ha), como se detalla en la Tabla 3. En la Figura 2 E, la reducción de las áreas de adecuación especialmente en las provincias Napo, Sucumbíos, Orellana, Pastaza y Morona Santiago.

Discusión

Los resultados revelan los efectos del cambio climático, podrían tener consecuencia en la distribución de las cinco especies forestales, actualmente estas especies, se encuentra en la región nororiental de la Amazonia ecuatoriana (Cerón y Reyes, 2009; Sierra, 1999; Estuardo et al., 2014), específicamente en los bosques siempreverdes de tierras bajas (Cerón y Montalvo, 2002; Palacios et al., 2022; Schulenberg

y Awbrey, 1997; Winterton, et.al., 2014). El conocimiento de las condiciones actuales en las que se distribuyen estas especies, es importante para detectar las áreas idóneas, que contiene las características ambientales necesarias para su desarrollo, como también sus tolerancias, ya que varían entre ellas, generando que unas sean más vulnerables al cambio climático (Stevenson y Rodríguez, 2008). Las especies forestales se enfrentarán a diversas presiones del ambiente, como es el incremento de la temperatura y variaciones en los ciclos hidrológicos (Ordoñez, 2019). Debido a ello, la continuación de las especies, dependerá de su destreza de adaptación y migración a zonas con condiciones climáticas óptimas (Chen et al., 2011; Peñuelas et al., 2004), como también del estado de conservación y factores como la deforestación (Villers y Trejo, 2000).

Las especies *C. spruceanum*, *C. decorticans* y *C. pentandra* bajo la proyección climática, presentaría un aumento en relación a su distribución actual, lo que generaría impactos ecológicos, por la invasión de estas especies a otros nichos, fenómeno conocido como solapamiento, que provocaría, competencia entre las especies por los mismos recursos, que presenta el nicho (Calderón -Arguedas y Troyo 2007), como también la alteración de la dinámica de estos ecosistemas, generando proliferación de plagas y enfermedades (Bale y Hayward, 2010). En el caso de *C. spruceanum*, se observa un proceso de adaptación y migración a nuevas zonas, esto se daría porque requiere un alto grado de iluminación para desarrollarse (Ushiñahua, 2016) y de que necesitan altas temperaturas para la germinación de sus semillas (Guedes, 2022). Por lo tanto, la dispersión de estas especies es un mecanismo adaptativo frente a las variaciones de temperaturas, generando que aumenten sus posibilidades de supervivencia y reproducción (Dominguez, 2005).

Lo mismo sucede con *C. decorticans* que es reportada como pionera en bosques amazónicos, posee amplios rangos de tolerancia fisiológica para sobrevivir a las altas intensidades lumínicas y temperaturas elevadas (Stevenson y Rodríguez, 2008), provocando el cambio climático, la amplitud de su distribución ecológica, como se puede evidenciar en los datos obtenidos. El mismo caso se presenta en *C. pentandra*, donde se incrementa su distribución espacial, en la que Gómez-Maqueo y Gamboa-Debuen (2022) sostienen que esta especie ha demostrado excelente resistencia a condiciones ambientales adversas, ya que puede tolerar varios meses de sequías y regímenes de precipitación menores a 100 mm (Dirzo et al., 2011).

Es importante señalar, que no existen estudios de distribución de estas cinco especies forestales frente al cambio climático tanto a nivel local y global, se podría decir que es un tema pionero y poco explorado en el modelamiento de distribución de especies forestales frente al cambio climático.

■ Conclusiones

Las especies *C. spruceanum*, *C. decorticans*, *C. pentandra*, *D. tessmannii* y *E. uncinatum*, se encuentran distribuidas actualmente en las provincias nororientales de la región amazónica del Ecuador, en los ecosistemas de bosques siempreverdes de tierras bajas. La presente investigación muestra cómo el cambio climático bajo escenarios moderados y extremos pueden influenciar en la distribución potencial de las especies evaluadas. Provocando que bajo estos escenarios especies como *D. tessmannii* y *E. uncinatum* posiblemente para el año 2040 y el 2060 tengan una reducción en su distribución, en contraste con *C. spruceanum*, *C. decorticans* y *C. pentandra* que podrían tener un aumento dentro de su distribución potencial, influenciando posiblemente dentro de la dinámica de los bosques siempreverdes de tierras bajas.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Loja, en especial al Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y la Biodiversidad (CITIAB) por el apoyo técnico para realizar la investigación.

Bibliografía

- Astorga, F., L. E. Astorga, F., Escobar, L. E., Poo-Muñoz, D., Escobar-Dodero, J., Rojas-Hucks, S., Alvarado-Rybak, M., ... y Peterson, A. T. (2018). Distributional ecology of Andes hantavirus: a macroecological approach. *International Journal of Health Geographics*, 17(1), 1-12.
- Bale, J. S., y Hayward, S. A. L. (2010). Insect overwintering in a changing climate. *Journal of Experimental Biology*, 213(6), 980-994.
- Bakkenes, M., Alkemade, J. R. M., Ihle, F., Leemans, R., y Latour, J. B. (2002). Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. *Global change biology*, 8(4), 390-407.
- BNDB. (2022). Instituto Nacional de Biodiversidad. <https://bndb.sisbioecuador.bio/bndb/index.php>
- Borja, M., Villacis, S., Torres, R., Acosta, A., y Josse, C. (09 de diciembre de 2022). Amazonía ecuatoriana. *Coberturas naturales remanentes y deforestación*. Recuperado 16 de agosto de 2023. MapBiomas Amazonia. <https://storymaps.arcgis.com/stories/15ecfd40149649afa28643e2d57195fc>
- Brown, J. L. (2014). SDM toolbox: a python based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(7), 694-700.
- Cabrera, J. B. Z., Morales, K. A. L., Guerrero, J. N. Q., Batista, R. M. G., & Jarrín, B. A. R. (2021). Incendios forestales son un factor influyente en la degradación de la biodiversidad del cantón Chilla, Ecuador. *Revista Científica del Amazonas*, 4(7), 5-12.
- Calderón-Arguedas, O., y Troyo, A. (2007). Evaluación del nicho ecológico de formas larvales de *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) en una comunidad urbana de San José, Costa Rica. *Parasitología latinoamericana*, 62(3-4), 142-147.
- Cerón, C., y Montalvo, A. (2002). Etnobotánica Huaorani de Tivacuno-Tiputini Parque Nacional Yasuni. <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/CINCHONIA/article/view/2294/2273>
- Cerón, C., y Reyes, C. (2009). Mondaña, río Napo-Ecuador, Diversidad florística mediante transectos. <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/CINCHONIA/article/view/2351/2330>
- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., y Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024-1026.
- Cobos, M. E., Peterson, A. T., Barve, N., y Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7, e6281.
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., y Böhner, J. (2015). System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1. 4. *Geoscientific Model Development*, 8(7), 1991-2007.
- Cruz-Cárdenas, G., Villaseñor, J. L., Lopez-Mata, L., Martinez-Meyer, E., y Ortiz, E. (2014). Selection of environmental predictors for species distribution modeling in MAXENT. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 20(2), 187-201.

- Díaz, V., Sosa-Ramírez, J., y Pérez-Salicrup, D. R. (2012). Distribución y abundancia de las especies arbóreas y arbustivas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Polibotánica*, (34), 99-126.
- Dirzo, R. (2011). *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press.
- Escobar, L. E., Lira-Noriega, A., Medina-Vogel, G., y Peterson, A. T. (2014). Potential for spread of the white-nose fungus (*Pseudogymnoascus destructans*) in the Americas: use of Maxent and NicheA to assure strict model transference. *Geospatial health*, 9(1), 221-229.
- Escobar, D., Poo-Muñoz, J., Escobar-Dodero, S., Rojas-Hucks, M., Alvarado-Rybak, et al. 2018. Distributional ecology of Andes hantavirus: a macroecological approach. *International Journal of Health Geographics* 17(1):22. <https://doi.org/10.1186/s12942-018-0142-z>.
- Estuardo, C., Vargas, C., y Domian, C. A. (2014). INIAP-Estación Experimental Central Amazónica. INIAP-Estación Experimental Central Amazónica.
- Fick, S. E., y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315.
- Gentry, A. H. (1982). Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, ¿or an accident of the Andean orogeny? *Annals - Missouri Botanical Garden*, 69(3), 557–593. <https://doi.org/10.2307/2399084>
- GBIF. (2018). Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org/es/>
- Gil, R., Flores - Armillas, V., Arroyo - Quiroz, I., y Linaje, M. (2013). Análisis de la vulnerabilidad de la biodiversidad frente al cambio climático del Estado de Morelos. Universidad Autónoma de Morelos.
- Gómez-Maqueo, X., y Gamboa-Debuen, A. (2022). The Biology of the Genus *Ceiba*, a Potential Source for Sustainable Production of Natural Fiber. En *Plants* (Vol. 11, Número 4). MDPI. <https://doi.org/10.3390/plants11040521>
- Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P., y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/JOC.1276>
- Hill, J. L., y Hill, R. A. (2001). Why are tropical rain forests so species rich? Classifying, reviewing and evaluating theories. *Progress in Physical Geography*, 25(3), 326–354. <https://doi.org/10.1177/030913330102500302>
- Holdridge, L. (1978). Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. <https://repositorio.iica.int/bitstream/handle/11324/7936/BVE19040225e.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- IPCC. (2019). El cambio climático y la tierra. In P., Shukla, J., Skea, E., Calvo, V., Masson-Delmotte, H., Pörtner, D., Roberts, P., Zhai, R., Slade, S., Connors, R., van Diemen, M., Ferrat, E., Haughey, S., Luz, S., Neogi, M., Pathak, J., Petzold, J., Portugal, P., Vyas, E., Huntley, ... J. Malley (Eds.), Informe especial del IPCC sobre el cambio climático, la desertificación, la degradación de las tierras, la gestión sostenible de las tierras, la seguridad alimentaria y los flujos de gases de efecto invernadero en los ecosistemas terrestres.
- Jiménez-Torres, A. (2021). La diversidad mejora el almacenamiento de carbono en los bosques tropicales. *RECIMUNDO*, 5(3), 316–323.
- Larrea, M., Larrea, P., Manosalvas, L., Muñoz, J., Santillan, F., y Saenz M. (2005). Buscando caminos para el desarrollo local. *ECOCIENCIA*.

- Calvas-Serrano, G., Maita, J., Angamarca, E., Eguiguren, P., Veintimilla, D. (2024). Impactos del cambio climático en la distribución potencial de especies forestales priorizadas de la Amazonía ecuatoriana. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 31 - 46. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2115>
- Larsen, T. H., Brehm, G., Navarrete, H., Franco, P., Gómez, H., Mena, J. L., ... y Canhos, V. (2012). Desplazamientos de los rangos de distribución y extinciones impulsados por el cambio climático en los Andes tropicales: síntesis y orientaciones. Herzog, SK, Martínez, R., Jorgensen, PM y Tiessen, H. Cambio climático y biodiversidad en los Andes, 57-82.
- Laurance, W. F., Oliveira, A. A., Laurance, S. G., Condit, R., Nascimento, H. E. M., Sanchez-Thorin, A. C., Lovejoy, T. E., Andrade, A., D'Angelo, S., Ribeiro, J. E., y Dick, C. W. (2004). Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature*, 428(6979), 171–175. <https://doi.org/10.1038/nature02383>
- Lee, J., Marotzke, J., Bala, G., Cao, L., Corti, S., Dunne, J., y Zhou, T. (2023). Future Global Climate: Scenario-based Projections and Near-term Information. In *Climate Change 2021 – The Physical Science Basis* (pp. 553–672). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.006>
- Low, B. W., Zeng, Y., Tan, H. H., y Yeo, D. C. J. (2021). Predictor complexity and feature selection affect Maxent model transferability: Evidence from global freshwater invasive species. *Diversity and Distributions*, 27(3), 497–511. <https://doi.org/10.1111/ddi.13211>
- Machado, F., Cobos, M., y Peterson, T. (2021). A simulation-based method for selecting calibration areas for ecological niche models and species distribution models. *Frontiers of Biogeography*, 13(4). <https://doi.org/10.21425/F5FBG48814>
- Molion, C. (1975). A climatonic study of the energy and moisture fluxes of the amazonas basin with considerations of deforestation effects. The University of Wisconsin-Madison
- Mota-Vargas, C., Luévano, A., Ortega-Andrade, M., y Prieto-Torres, D. (2019). Una breve introducción a los modelos de nicho ecológico. Universidad Autónoma del estado de Hidalgo. <https://www.researchgate.net/publication/339181920>
- Muriel, P. (2008). La diversidad de ecosistemas en el Ecuador (H., De la Torre, P., Navarrete, M., Muriel, y H. Balslev, Eds.; Herbario QCA). Enciclopedia de las plantas útiles del Ecuador.
- Ordóñez Arcos, C. D. (2019). *Amazonía bajo amenaza: Ecuador y Brasil en el marco del cambio climático* (Master's thesis, Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador).
- Palacio, W., y Jaramillo, N. (2001). Riqueza florística y forestal de los bosques tropicales húmedos del Ecuador e implicaciones para su manejo. *Recursos Naturales y Ambiente*, (36). <https://www.researchgate.net/publication/284178323>
- Palacios, W., Vásquez E., Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica, Ministerios de Agricultura y Ganadería, FAO, PNUD. (2022). Catálogo Dendrológico y Anatómico de especies forestales.
- Pardo Martínez, R. (2022). AulaTIG. Nuevas tecnologías de información geográfica (TIGs) para la docencia en Geografía Física: drones, podcasts y SIGs como herramientas para la elaboración de material didáctico audiovisual y cartográfico digital.
- Peñuelas, J., Sabaté, S., Filella, I., y Gracia, C. (2004). Efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, 425-460.
- Phillips, S., Aneja, V., Kang, D., y Arya, S. (2006). Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global Environmental Issues*, 6(2–3), 231–252. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2005.03.026>

- Pliscoff, P., y Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, (48), 61-79.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology letters*, 3(4), 349-361.
- Rahm, E., y Do, H. H. (2000). Data cleaning: Problems and current approaches. *IEEE Data Eng. Bull.*, 23(4), 3-13.
- Ron, S. R., y Merino, A. (2000). Amphibian declines in Ecuador: overview and first report of chytridiomycosis from South America. *Froglog*, 42, 2-3.
- Root, T. L., MacMynowski, D. P., Mastrandrea, M. D., y Schneider, S. H. (2005). Human-modified temperatures induce species changes: joint attribution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(21), 7465-7469.
- Secretaría Nacional de Gestión de Riesgos. (2022). Incendios-Forestales-01012022-a-03102022rv. https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wpcontent/uploads/downloads/2022/08/SITREP-No-01-Incendios_Forestales-01-de-Enero-a-24-08-2022-2.pdf
- Sierra, M. (1999). *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental*. Proyecto Inefan/Gef-Birf y Ecociencia.
- Stevenson, P. R., y Rodríguez, M. E. (2008). Determinantes de la composición florística y efecto de borde en un fragmento de bosque en el Guaviare, Amazonia colombiana. *Colombia forestal*, 11(1), 5-17.
- Torres, B., Maza, O. J., Aguirre, P., Hinojosa, L., y Günter, S. (2015). The contribution of traditional agroforestry to climate change adaptation in the Ecuadorian Amazon: the chakra system. In *Handbook of climate change adaptation* (pp. 1973-1994). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Uribe Botero, E. (2015). El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad en América Latina.
- Ushiñahua Ramírez, D. (2016). Comportamiento fenológico preliminar de Capirona en la provincia de San Martín, región San Martín. In *Hoja Divulgativa*, n. 2-2016;. Instituto Nacional de Innovación Agraria-INIA. Estación Experimental Agraria El Porvenir-San Martín.
- Varela Largo, S. (2019). Modelos de Distribución Potencial y Escenarios de Cambio Climático para cinco Especies de Aves Amenazadas en Ecuador.
- Yánez, P., Núñez, M., Carrera, F., y Martínez, C. (2011). Posibles efectos del cambio climático global en zonas silvestres protegidas de la zona andina de Ecuador. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, 14(2), 24-44.
- Young, K. R. (2006). Bosques húmedos. *Botánica Económica de los Andes Centrales.*, 121-129. https://www.researchgate.net/profile/KennethYoung4/publication/228357517_Boses_humedos/links/0c960522e1eafafdf6000000/Bosques-humedos.pdf

Atributos fenotípicos y agronómicos de dos cultivares de achiote (*Bixa orellana* L.) en Madre de Dios, Perú

Phenotypic and agronomic attributes of two achiote (*Bixa orellana* L.) cultivars in Madre de Dios, Peru

María Zafra- Lapatnikova ^{1*} 

Olenka Alarcón-Pardo ¹ 

Alberto Julca-Otiniano ¹ 

Leonel Alvarado-Huamán ¹ 

Ricardo Borjas- Ventura ¹ 

1.Universidad Nacional Agraria La Molina. Facultad de Agronomía, Departamento de Fitotecnia.
Av. La Molina s/n. La Molina, Lima, Perú.

* Autor para correspondencia: rborjas@lamolina.edu.pe

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2125>

Recibido: 05/10/2023

Aceptado: 17/12/2023

Resumen

Bixa orellana es uno de los colorantes más producidos y exportados del Perú. Sin embargo, se tiene una serie de limitaciones para su correcta producción y aprovechamiento, por ejemplo, el uso de variedades mejoradas. En este sentido, este trabajo buscó medir las características fenotípicas y agronómicas de los cultivares Sensient y Embrapa 37 en el departamento de Madre de Dios, que para ambas existen dos momentos de floración y fructificación (y cosecha). Primera floración: enero-febrero (Sensient)/ febrero-marzo (Embrapa 37). Primera fructificación: Febrero-Marzo (Sensient)/Marzo-Abril (Embrapa 37). Segunda floración: junio-julio (Sensient)/julio-agosto (Embrapa 37). Segunda fructificación: julio-agosto (Sensient)/agosto-septiembre (Embrapa 37). Las características fenotípicas difirieron en el color de la hoja madura y nervadura central que para Sensient fueron verde oscuro, mientras que para Embrapa 37 fueron verde claro. En las características de los frutos se nota algunas diferencias, en efecto, en Sensient la cápsula tuvo forma ovoide con un ápice obtuso y con una base redondeada, mientras que, para las mismas características, para Embrapa 37 se registraron una cápsula alargada con ápice redondeado y base plana. En general, Sensient mostró un mejor crecimiento en términos de altura de planta y diámetro de tallo, así como mejores valores para número de panículas/planta y peso de 100 semillas lo que finalmente resultó en mayor rendimiento (2.85 t/ha de grano). En conclusión, Sensient mostró adaptarse y producir mejor que Embrapa 37.

Palabras clave: morfología, fenología, Ñapari, rendimiento.

Abstract

Bixa orellana is one of the most produced and exported dyes in Peru. However, there are limitations for its correct production and use, for example, the use of improved varieties. In this sense, this work aimed to measure the phenotypic and agronomic characteristics of the Sensient and Embrapa 37 cultivars in the department of Madre de Dios. We found that for both there are two moments of flowering and fruiting (and harvest). First flowering: January-February (Sensient)/February-March (Embrapa 37). First fruiting: February-March (Sensient)/March-April (Embrapa 37). Second flowering: June-July (Sensient)/July-August (Embrapa 37). Second fruit set: July-August (Sensient)/August-September (Embrapa 37). The phenotypic characteristics differed only in the color of the mature leaf and midrib, which for Sensient were dark green, while for Embrapa 37 they were light green. In the fruit characteristics we noticed some differences, in fact, in Sensient the capsule had an ovoid shape with an obtuse apex and a rounded base, while, for the same characteristics, for Embrapa 37 an elongated capsule with rounded apex and flat base was recorded. In general, Sensient showed better growth in terms of plant height and stem diameter as well as better values for number of panicles/plant and 100-seed weight which finally resulted in higher yield (2.85 t/ha of grain). In conclusion, Sensient showed better adaptation and yield than Embrapa 37.

Keywords: Ñapari, morphology, phenology, yield.

Introducción

El mercado de los colorantes naturales tiene un valor de aproximadamente 5 mil millones de dólares siendo los principales abastecedores la India seguido de China. En el caso del Perú, éste se encuentra en la posición 11 del ranking mundial exportando principalmente colorante proveniente del achiote (Pomasunco, 2021). El achiote es una planta de origen tropical, particularmente del trópico americano (Stringheta et al., 2018), existe una gran variabilidad genética de esta especie en países como Brasil, Perú, Colombia y Ecuador (Moreira et al., 2015; Nolasco-Chumpitaz et al., 2020; Quiñones y Yunda, 2014; Dequigiovanni et al., 2018); aunque, actualmente, también puede ser encontrada en otros países con clima tropicales (Orwa et al., 2009). Respecto a su producción global, el continente americano representa el 60%, África el 27 % y Asia el 12 %. Además, se estima que anualmente se produce 14 500 t de semillas secas de achiote (Reddatz-Mota et al., 2017), las mismos que provienen de la agricultura familiar (SENASA, 2021; Dos Santos et al., 2018) resaltando de esta forma su importancia social en muchos países en vías de desarrollo.

Particularmente en el Perú, la producción de esta especie llega a casi 7 800 kg de semilla en un área aproximada de 12 910 ha, lo cual resulta aproximadamente 605 kg de semilla/ha, siendo los mayores productores los departamentos de Cusco, Pasco, Huánuco y Ucayali (MIDAGRI, 2022). Para el 2021, el Perú exportó achiote por un valor de 14 millones de dólares (Ramos, 2022). A pesar de no abarcar un área importante, es una alternativa económica interesante debido a sus diferentes usos en la medicina, farmacia (Oliveira et al., 2022), cocina (Valerio et al., 2014) y en la cosmética (Bouvier et al., 2016).

Sin embargo, en el Perú, existen algunos problemas relacionados a su rendimiento, cosecha y postcosecha (GESTIÓN, 2015). Una de las formas más rápidas y baratas de mejorar su producción es la introducción de nuevas variedades. Aunque existen datos interesantes respecto al comportamiento de cultivares promisorios de achiote (INIA, 2009), aún hacen falta más estudios en diferentes zonas del país. Estos datos importantes, servirán como guías para los pequeños productores cuando necesiten decidir qué variedad plantar aumentando la probabilidad de éxito en este cultivo. En este contexto, este trabajo busca evaluar morfológica y agronómicamente el comportamiento de dos cultivares de achiotes introducidos desde Brasil.

■ Materiales y Métodos

Esta investigación se desarrolló en la finca LXG Amazon Reforestry Investments SAC situada en el distrito de Nueva Esperanza, provincia de Iñapari, en el departamento de Madre de Dios (coordenadas geográficas UTM Latitud: 11° 03' 23.87'', Longitud: 69° 34' 27.39'') a una altitud de 312 m s.n.m. (Figura 1). El campo experimental presentó ligeras variaciones de temperatura siendo el promedio de la máxima 33 °C, mientras que la mínima media es de 29 °C (Spark, 2016). Este ensayo se realizó entre junio y septiembre del 2021.

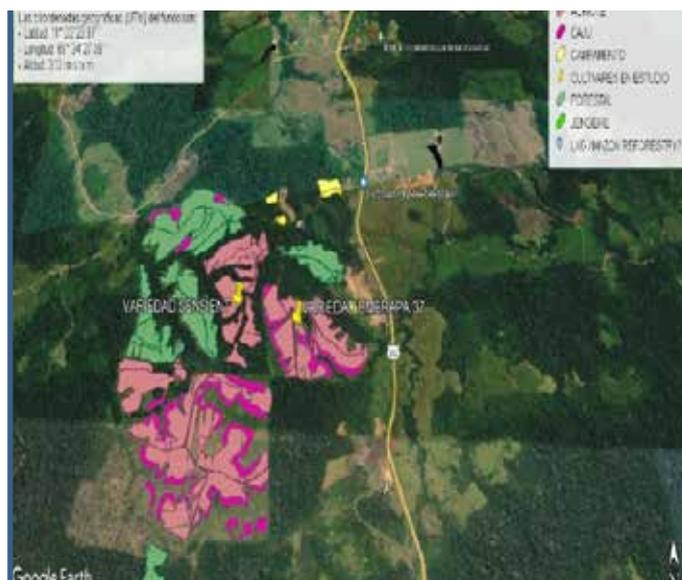


Figura 1. Lugar de estudio con los cultivares de achiote Sensient y Embrapa 37 sembrados en 2019. Proyecto – IÑAPARI / MADRE DE DIOS. Fuente: Google Earth y Qgis.

Respecto a la especie usada, *Bixa orellana* cv Sensient y Embrapa 37 fueron testeadas. Ambos cultivares fueron sembrados a una densidad de 800 plantas ha⁻¹ con una separación de 4 m entre líneas y 2 m entre plantas. Junto al achiote estuvieron plantadas caoba (*Swietenia macrophylla*) Santa María o lagarto caspi (*Calophyllum brasiliense*) y shihuahuaco (*Dypterix odorata*).

El cultivar Sensient provino de una plantación de la variedad Piave Vermelho y fue introducido al Perú por la empresa Sensient Natural Colors. En el caso del cultivar Embrapa 37, originario de Brasil, fue introducido en el año 2018 y plantado en el 2019.

Los tratamientos consistieron en T1: *Bixa orellana* cv Sensient. T2: *Bixa orellana* cv Embrapa 37. Cada tratamiento tuvo 50 repeticiones (1 planta=1 repetición). El manejo agronómico incluyó la aplicación de cal agrícola (1 t ha⁻¹) y humus de lombriz (1 t ha⁻¹). El control mecánico de malezas se hizo con una cultivadora rotativa y con el macheteo. Los residuos de malezas se dejaron en campo como mulch para retener la humedad y disminuir el crecimiento de otras malezas.

La muestra fue enviada al Laboratorio de Análisis de Suelos, Plantas, Agua y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina donde se hizo el análisis químico de éste (Tabla 1). El pH fue de 5,49, considerado fuertemente ácido con una CE de 0,29 ds/m categorizada como muy baja. No se halló carbonato de calcio y la materia orgánica fue baja (0,4 %). En cuanto a la cantidad de fósforo promedio, se consideró bajo (2,27 ppm), además, contenía 115,2 ppm de potasio. Este valor es considerado medio. La CIC efectiva fue baja (8,83 meq/100gr). Es un suelo con textura franco-arcillosa, escaso en nutrientes y con necesidad de grandes cantidades de cal agrícola, fertilizante orgánico y nutrientes para que las plantas se desarrollen con normalidad.

Tabla 1. Resumen de resultados de análisis de suelo en diferentes puntos del lugar de estudio.

CE (dS/m) (1:1)	Textura	pH (1:1)	M.O (%)	P (ppm)	K (ppm)	CaCO ₃ (%)	CIC
0,29	Franco arcilloso	5,49	0,40	2,27	115,2	0	8,83

Después de que las cápsulas fueron cosechadas, se dejaron secar por 15 días. Una vez secas, obtuvieron una textura crujiente y un color rojizo. Luego, se separaron los granos de la cáscara y para ello, las cápsulas secas fueron llevadas a una trilladora. Finalmente, las semillas obtenidas, se dejaron secar hasta que logren 12 % de humedad.

También, se evaluó la fenología de las dos variedades de *Bixa orellana*. Se seleccionaron cinco árboles al azar de cada variedad, revisando que cada árbol comprenda la mayoría de las etapas fenológicas (heterogeneidad en la maduración de fruto). Luego, se pusieron carteles con números que corresponden al estado fenológico de la siguiente forma: 1: Brote, 2: Botón floral, 3: Flor, 4: Fruto, 5: Fruto maduro. Después, se hizo una cartilla donde cada 3 días se apuntó si existía un cambio de número a otro y si no había cambio se colocaba SC (sin cambio), de lo contrario se quitaba el número anterior y se colocaba un nuevo número para evaluar cuántos días transcurrían hasta la siguiente fase. Por último, cuando todos los estadios llegaron a fruto maduro, el experimento culmina y se calculó un promedio de cada estadio para tener días aproximados de la fenología de *Bixa orellana*.

Se evaluaron las características fenotípicas de la flor, fruto y hojas siguiendo las recomendaciones de Arce (1984), Arce (1999) y Akshatha *et al.* (2011). En este trabajo se ha dividido las características fenotípicas (CF) en: forma de la copa del árbol (Figura 2), CF de la flor que abarca el color de la flor (blanca, lila y rosa). CF del fruto donde se evaluó forma del fruto (ovoide, hemisférico, cónico y alargado), color del fruto (verde limón, verde, amarillo y rojo), pilosidad/espinosidad del fruto (escasa, muy baja, baja, alta y muy alta), forma del ápice del fruto/cápsula (redondeada, obtusa, aguda y puntiaguda), forma de la base del fruto/cápsula (redondeada, plana y cordada). Para evaluar las CF de cada órgano propuesto se observó uno de cada planta (50 plantas por tratamiento).

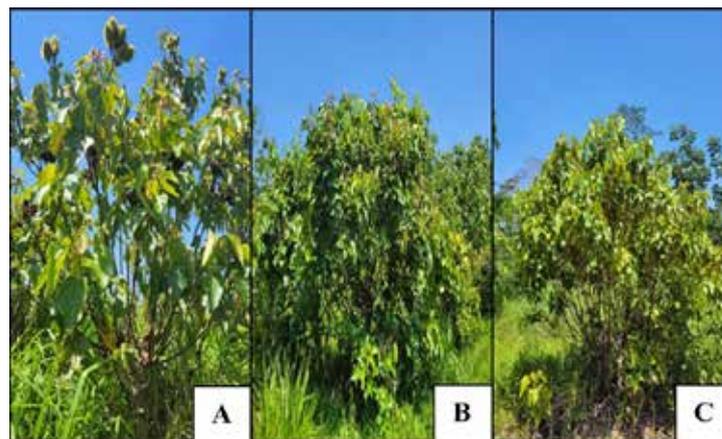


Figura 2. Formas de copa de la planta de achiote (A) ovoide, (B) hemisférica y (C) cónica.

Se registró el crecimiento de la planta en términos de altura (m) (se midió desde la base del cuello de planta hasta el ápice de la yema apical del brote más alto) y diámetro de tallo (mm) (a dos centímetros del suelo y con la ayuda de un vernier, se midió el diámetro de tallo de tres brotes y se promediaron los datos cuyo resultado fue el diámetro de tallo), el crecimiento del fruto: largo, ancho, grosor (se evaluaron 10 cápsulas por planta, se obtuvieron promedios de las medidas que fueron tomadas con un vernier), longitud de espinas y porcentaje de dehiscencia.

Los factores de rendimiento medidos fueron: número de panículas/planta, número de cápsulas/panícula (antes de cosechar se contabilizaron el número de cápsulas de 10 racimos por planta al azar y se obtuvo un promedio.), número de semillas/cápsula (se obtuvo un promedio de los granos de 10 cápsulas de cada árbol), peso de 100 semillas y rendimiento (t/ha) (se evaluó el peso total de semilla seca por árbol durante la cosecha).

Diseño experimental

Se realizó un Diseño Completo al Azar (DCA) con 50 repeticiones. Con los datos se hizo un ANOVA. Luego comparaciones con la prueba de t-student (95 %).

Resultados

Fenología

Las dos variedades fueron evaluadas a lo largo de todas sus etapas fenológicas. Los datos registrados muestran que para ambas, en la zona de estudio, se tuvo una cosecha grande y una cosecha pequeña (Tabla 2). En el caso de la cosecha grande, ésta comenzó con la brotación de abril (para Sensient) y mayo (para Embrapa 37). Luego, inició la aparición del botón floral, seguido de una máxima floración, fructificación y cosecha, siendo ésta última en julio y agosto (para Sensient) y entre agosto y septiembre para Embrapa 37. La cosecha pequeña inició con la brotación de noviembre (para Sensient) y diciembre (para Embrapa 37), siendo la etapa de recolección en febrero-marzo (para Sensient) y marzo-abril (para Embrapa 37) (Tabla 2). No hubo grandes diferencias en el número de días entre el inicio y fin de cada etapa evaluada. La aparición de brotes duró entre 15-20 (Sensient)/13-21 (Embrapa 37) días. Mientras que, la aparición del botón floral llevó de 5-7 (Sensient)/5-10 (Embrapa 37) días. La floración plena tuvo entre 12-15 (Sensient)/10-15 (Embrapa 37) días. El desarrollo del fruto llevó 15-45 (Sensient)/16-52 (Embrapa 37) días.

Tabla 2. Fenología de *Bixa orellana* cv Sensient y Embrapa 37 en Madre de Dios.

Variedad	Etapa	Duración (Días)	Meses															
			Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic				
Sensient	Brotación	15 a 20																
	Botón floral	5 a 7																
	Floración plena	12 a 15																
	Fructificación	15 a 45																
	Cosecha																	
Embrapa 37	Brotación	13 a 21																
	Botón floral	5 a 10																
	Floración plena	10 a 15																
	Fructificación	16 a 52																
	Cosecha																	

Leyenda	
Cosecha grande	
Cosecha pequeña	
Cosecha grande	
Cosecha pequeña	

Características fenotípicas de la copa, flor, hoja y cápsula

En total se evaluaron doce características fenotípicas (Tabla 3, Figuras del 3 al 12) de las cuales solo en cuatro de ellas hubo diferencias. Las características evaluadas de los cultivares Embrapa 37 y Sensient mostraron algunas diferencias fenotípicas marcadas, en efecto, el cultivar Sensient presentó una hoja madura y nervadura central de color verde oscuro, forma de la cápsula ovoide, forma del ápice de la cápsula obtusa y forma de la base de la cápsula redondeada; mientras que Embrapa 37 mostró una hoja madura y nervadura principal verde claro, una cápsula de forma alargada con un ápice y base de forma redondeada y plana (Tabla 3) (Figura 5, 10, 11 y 12).

Tabla 3. Características fenotípicas de dos cultivares de achiote en Madre de Dios.

Características	Sensient	Embrapa 37	Figura
Forma de la copa	<i>Ovoide</i>	<i>Ovoide</i>	#3
Forma de la hoja	<i>Cordada</i>	<i>Cordada</i>	#4
Color de la hoja madura	<i>Verde oscuro</i>	<i>Verde claro</i>	#5
Color de la nervadura central	<i>Verde oscuro</i>	<i>Verde claro</i>	---
Color de la flor	<i>Rosa</i>	<i>Rosa</i>	#6
Color de cápsula inmadura	<i>Amarilla</i>	<i>Amarilla</i>	#7
Color de la cápsula madura	<i>Roja</i>	<i>Roja</i>	#8
Espinosidad	<i>Alta</i>	<i>Alta</i>	#9
Forma de la cápsula	<i>Ovoide</i>	<i>Alargada</i>	#10
Forma del ápice de la cápsula	<i>Obtusa</i>	<i>Redondeada</i>	#11
Forma de la base de la cápsula	<i>Redondeada</i>	<i>Plana</i>	#12



Figura 3. Formas predominantes de copa en ambas variedades. A) Copa ovoide en variedad Sensient B) Copa ovoide en variedad Embrapa 37.

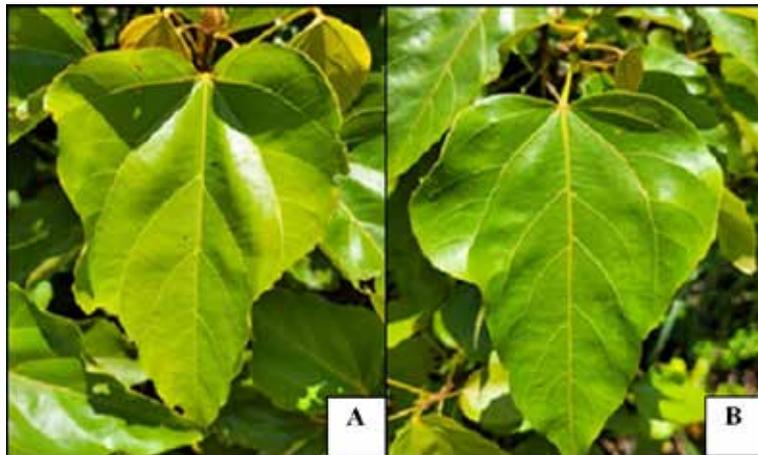


Figura 4. Formas predominantes de hoja en ambas variedades A) Hoja cordada de variedad Sensient B) Hoja cordada de variedad Embrapa 37.

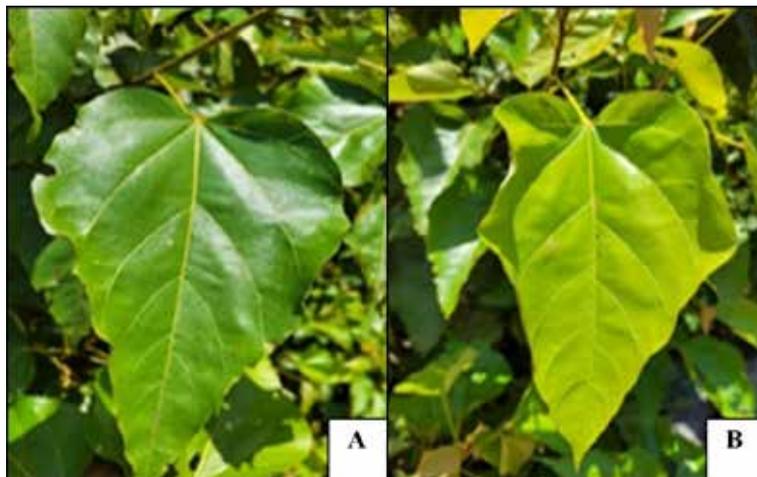


Figura 5. Color predominante de hojas maduras en ambas variedades. A) Verde oscuro de variedad Sensient B) Verde claro de variedad Embrapa 37.



Figura 6. Colores predominantes en flores de ambas variedades . A) Flor rosa de variedad Sensient B) Flor rosa de variedad Embrapa 37.

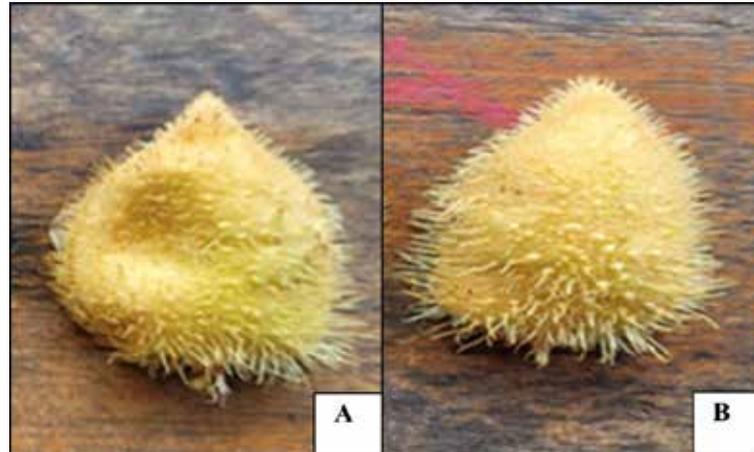


Figura 7. Colores predominantes de cápsulas inmaduras. (A) Cápsula inmadura de color amarillo en variedad Sensient (B) Cápsula inmadura de color amarillo en variedad Embrapa 37.



Figura 8. Colores predominantes de cápsulas maduras. (A) Cápsulas maduras de color rojo en variedad Sensient (B) Cápsulas maduras de color rojo en variedad Embrapa 37.

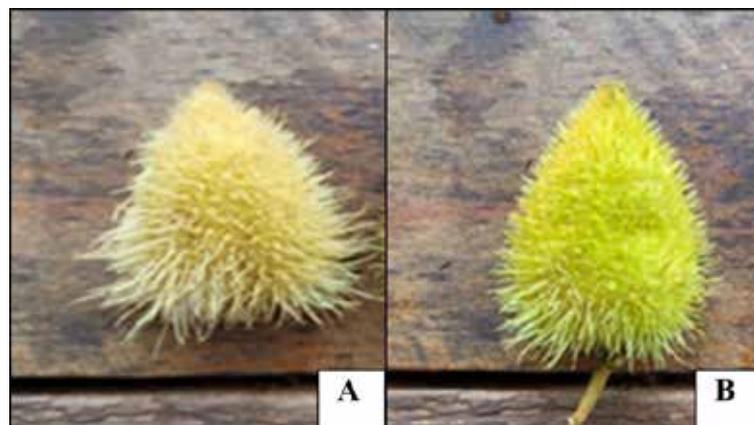


Figura 9. Grado de espinosidad en cápsulas de ambas variedades. (A) Espinosidad alta en variedad Sensient (B) Espinosidad alta en variedad Embrapa 37.



Figura 10. Formas predominantes de la cápsula en ambas variedades. (A) Cápsula ovoide en variedad Sensient (B) Cápsula alargada en variedad Embrapa 37.

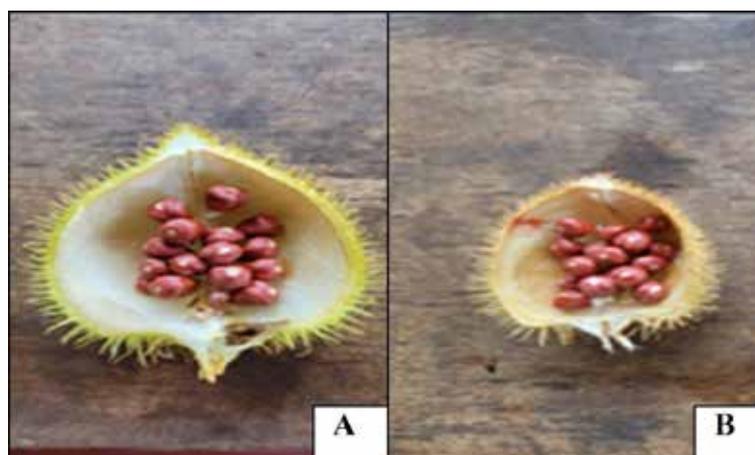


Figura 11. Formas predominantes del ápice de cápsulas. (A) Ápice con forma obtusa en variedad Sensient (B) Ápice con forma redondeada en variedad Embrapa 37.

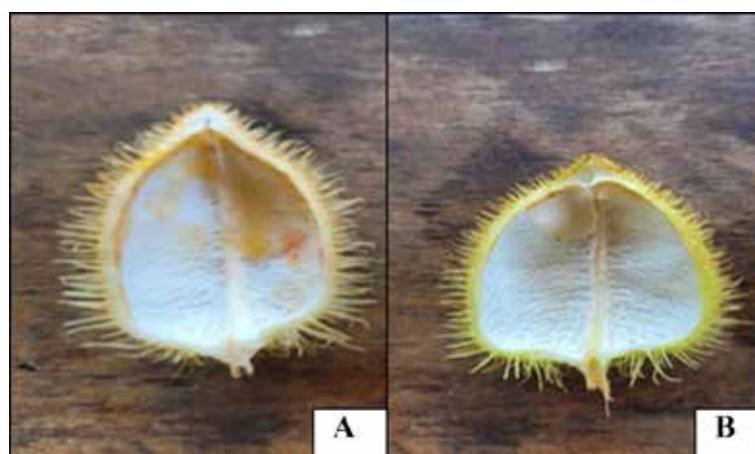


Figura 12. Formas predominantes de las bases en cápsulas. (A) Base redondeada en variedad Sensient, (B) Base plana en variedad Embrapa 37.

Crecimiento de la planta

Tanto para la altura de planta como para diámetro del tallo, el cultivar Sensient fue el que obtuvo los mayores valores ($p \leq 0.05$) (Figura 13).

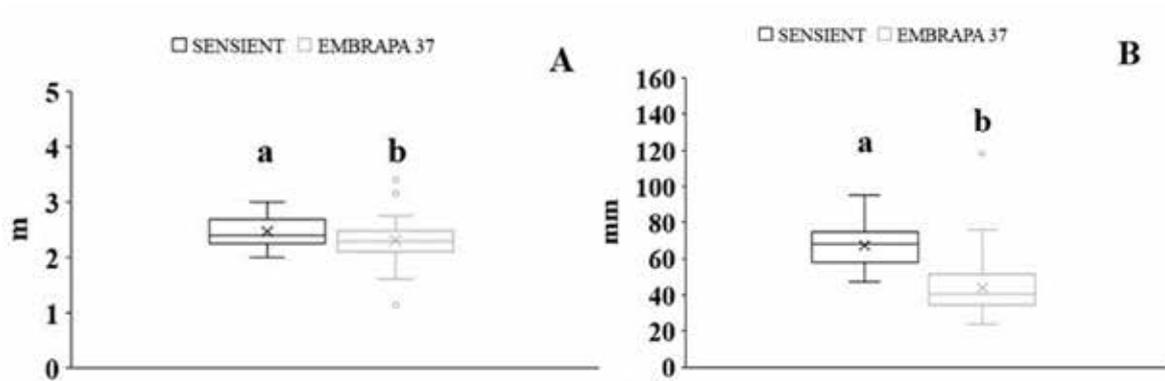


Figura 13. Características del achiote en Madre de Dios. A) Altura de planta. B) Diámetro de tallo.

Letras diferentes indican diferencia estadística de acuerdo con la prueba T-student (95%)

Crecimiento y espinosidad del fruto

Se observó que Embrapa 37 tuvo un fruto 17 % más ancho, pero 17,5 % menos grueso que el cultivar Sensient (Figura 14). La longitud de las espinas fue mayor en los frutos de Embrapa 37 (Figura 15).

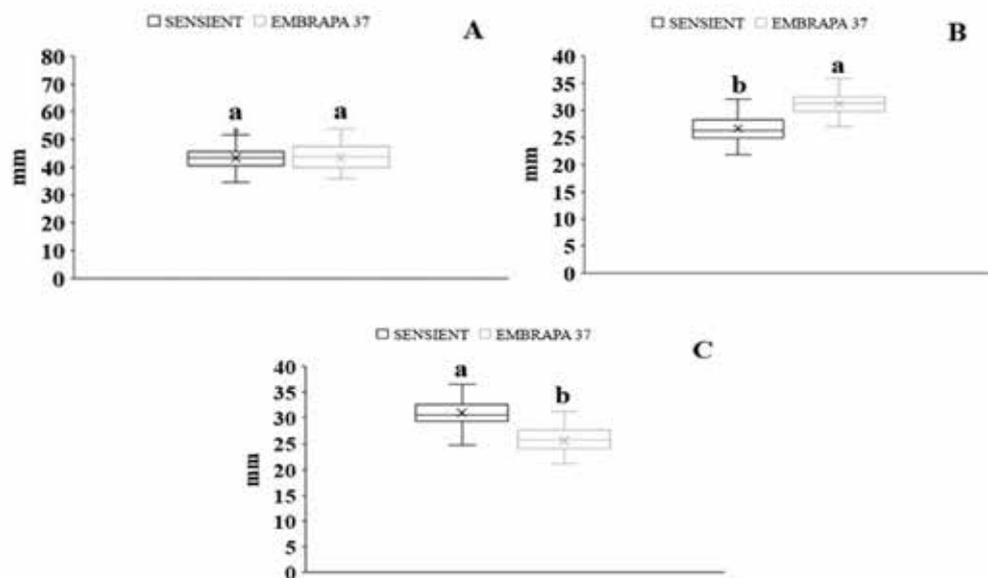


Figura 14. Características del achiote en Madre de Dios. A) Largo del fruto. B) Ancho del fruto. C) Grosor del fruto.

Letras diferentes indican diferencia estadística de acuerdo con la prueba T-student (95%)

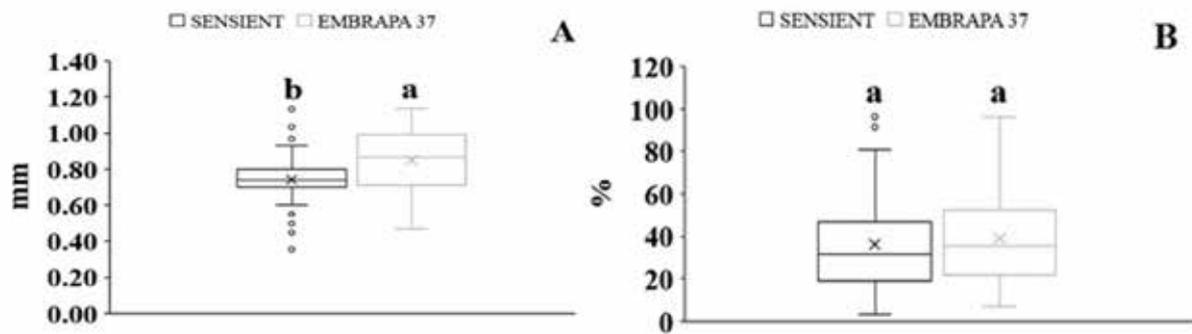


Figura 15. Características del achiote en Madre de Dios. A) Longitud de espinas. B) Porcentaje de dehiscencia. Letras diferentes indican diferencia estadística de acuerdo con la prueba T-student (95%)

Rendimiento

El rendimiento se midió a través de factores como el número de panículas por planta, número de cápsulas por panícula, número de semillas por cápsula y finalmente la productividad ($t\ ha^{-1}$). En cuanto al número de panículas por planta, Sensient obtuvo un valor significativamente mayor con 66,5, mientras que Embrapa 37 tuvo 49,5 panículas/planta. Sin embargo, no se registraron diferencias en el número de cápsulas por panícula ($p \leq 0.05$) (Figura 16).

Por el contrario, Embrapa 37 obtuvo un promedio de 50,6 semillas/cápsula en comparación con Sensient que presentó 46 semillas/cápsula ($p \leq 0.05$) (Figura 17). Esta variación entre ambos genotipos significó un incremento del 13% por parte de Embrapa 37. Respecto al peso de 100 semillas, Embrapa 37 obtuvo un promedio de 4,4 g y Sensient 5,9 g (Figura 17). Ahora bien, en relación con el rendimiento (t/ha) (Figura 17), la variedad Sensient con 2,85 t/ha ($p \leq 0.05$) fue superior a Embrapa 37 con 1.66 t/ha ($p \leq 0.05$).

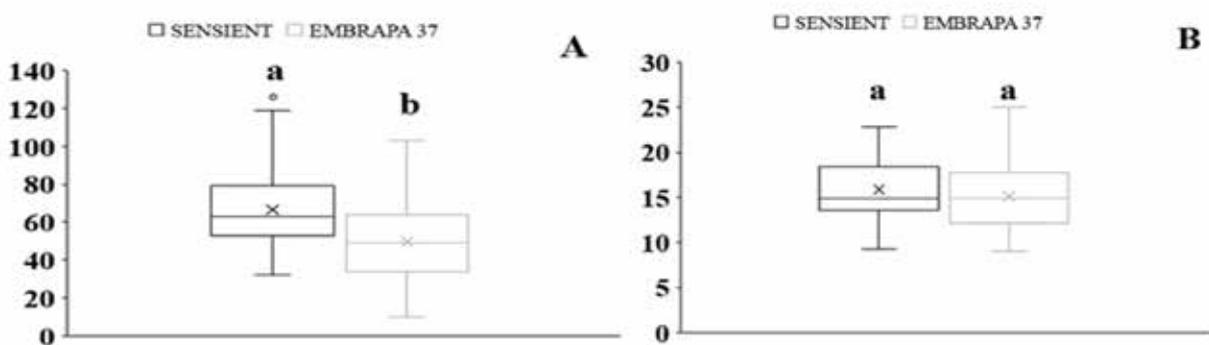


Figura 16. Características del achiote en Madre de Dios. A) Número de panículas por planta. B) Número de cápsulas por panícula.

Letras diferentes indican diferencia estadística de acuerdo con la prueba T-student (95%)

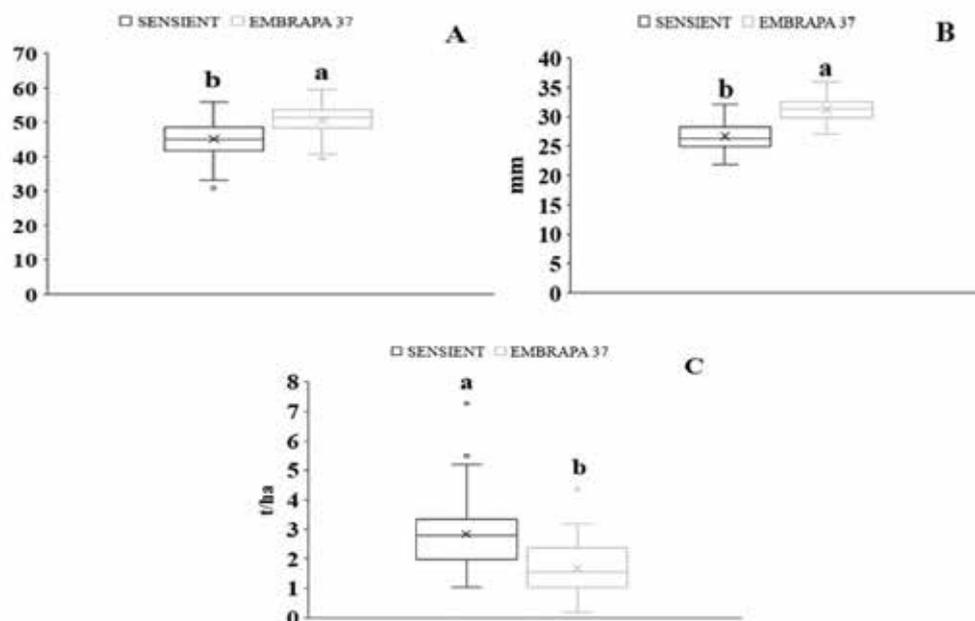


Figura 17. Características del achiote en Madre de Dios. A) Número de semillas por cápsula. B) Peso 100 semillas. C) Rendimiento del achiote.

Letras diferentes indican diferencia estadística de acuerdo con la prueba T-student (95%)

Discusión

Fenología

La fenología de los cultivos, incluyendo al achiote, se encuentra fuertemente relacionada a las condiciones climáticas (Xiao et al., 2021; Igboabuchi et al., 2018), las cuales, a su vez, están correlacionadas a las condiciones geográficas del lugar de estudio (Igboabuchi et al., 2018). Por tanto, cada lugar tendría un impacto diferente sobre el crecimiento y desarrollo de las plantas, y en particular sobre el achiote, de ahí la importancia de evaluar el crecimiento y producción en diferentes zonas. El efecto del medio ambiente es aún más marcado en condiciones de cambio climático. Otros factores importantes que afectan la fenología de los cultivos son las prácticas agronómicas (He et al., 2020). Ahora bien, en el mismo lugar cultivares diferentes materiales genéticos pueden tener comportamientos distintos como fue demostrado en este estudio donde el cultivar Sensient mostró un comienzo de brotación, floración y cosecha 30 días antes que Embrapa 37 (Tabla 2). Es importante destacar dos momentos de cosecha: una denominada cosecha grande y otra cosecha chica. La concentración de la floración, y por tanto de la fructificación, en ciertas épocas del año por Akshatha et al. (2011), por ejemplo, en Costa Rica la floración se concentra básicamente entre junio y septiembre. El paso de una etapa a otra no varió mucho. Particularmente, el desarrollo en este del fruto tomó entre 15 y 52 días (tomando en cuenta los rangos obtenidos para ambos cultivares) que a su vez es un rango más amplio reportado por Maués-Venturieri y Venturieri, (1992). Umadevi et al (2020) registraron que la maduración del fruto tomó de 80 a 95 días contados desde el día de la polinización.

Características fenotípicas de la copa, flor, hoja y cápsula

Por otro lado, las características fenotípicas son importantes ya que sirven como una herramienta que nos ayuda a distinguir entre diferentes materiales genéticos de achiote (Kumari y Kumaran, 2022; Umadevi et al., 2020). En este ensayo el color de la hoja en Sensient fue más oscura que en Embrapa 95

(Tabla 3) lo cual puede sugerir una mayor cantidad de clorofilas en la primera ya que existe una estresa relación entre el color foliar y el contenido de este pigmento (Akshatha et al, 2011).

Respecto a la forma de la cápsula, autores afirman que dicha característica está ligada al número de semillas que pueden contener, por ejemplo, la forma cónica tuvo 14 semillas menos que la forma cordada (Bindyalaxmi et al., 2022). La diferencia de semillas que puede albergar una flor de otra puede impactar directamente en el rendimiento (Duque y Duque et al., 2022). Por tanto, inferimos que las distintas formas de las cápsulas que tuvieron Sensient y Embrapa 37 (Tabla 3) también podrían estar correlacionada con el rendimiento encontrado.

Crecimiento de la planta

Respecto a parámetros que evaluaron el crecimiento de la planta, el diámetro del tallo es un indicador que ha sido usado en otras especies tropicales como el café y el cacao, y que, a su vez, responde al efecto de los factores abióticos (De Swaef et al., 2015; Borjas-Ventura et al., 2018; Borjas-Ventura et al., 2022) y se vincula a la robustez de la planta (Julca et al., 2018). De acuerdo con nuestros resultados, la variedad Sensient fue más robusta que Embrapa 37 (Figura 13), además de ser más altas, indicando una buena adaptación a la condiciones de crecimiento y al manejo agronómico.

Crecimiento y espinosidad del fruto

Para el caso del crecimiento de las cápsulas (Figura 14 y 15), algunos estudios reportaron que los frutos de achiote pueden llegar a tener aproximadamente 27 mm de diámetro (Jayakumar et al., 2023). En este ensayo ambos cultivares tuvieron aproximadamente 40 mm de largo del fruto, aunque en ancho y grosor de la cápsula sí hubo una respuesta diferenciada. Es interesante darles importancia a estas características físicas, puesto que, podrían ayudar al ajuste o fabricación de equipos de cosecha y post cosecha en este cultivo. Es importante que la cosecha se a bien hecha evitar o disminuir la pérdida del colorante en el momento de efectuarla (Jayakumar et al., 2023).

La espinosidad también es usada como parte de una serie de características para diferenciar materiales genéticos de achiote, siendo mayor en Embrapa 37 (Figura 15). Sin embargo, la mayor presencia o ausencia de estas estructuras no comprometen la productividad (Nolasco-Chumpitaz et al., 2020).

Rendimiento

En relación con los parámetros de rendimiento, el número de panículas por planta puede variar en función del material genético como fue demostrado en este ensayo donde Sensient superó a Embrapa 37 (Figura 16). El número de panículas puede tener una gran amplitud como lo demostró Duque y Duque et al. (2022) cuando informaron que encontraron 10 a 800 panículas por planta.

Respecto al número de semillas/cápsula, los valores alcanzados en este estudio (Figura 17) estuvieron en el intervalo reportado por Nolasco-Chumpitaz et al. (2020) el cual fue de 18,6 hasta 69,90; aunque, otros autores han reportado la existencia de 20 a 50 semillas/cápsula (Duque y Duque et al., 2022). Estas variaciones se relacionan al hecho de que esta especie posee polinización cruzada, lo cual genera gran variabilidad en esta variable (Akshatha *et al.*, 2011). En el caso del peso de 100 semillas, Nolasco-Chumpitaz *et al.*, 2020 registraron un promedio de 2,83 g para el cultivo de achiote, lo cual es bajo a comparación de los resultados presentados (Figura 17). Sin embargo, según estudios reportados en Iquitos (Perú), la media en esta variable fue de 4,86 g (Inuma, 2022).

Finalmente, respecto al rendimiento, algunos autores señalan que Embrapa 37 puede producir 2,5 kg de semillas/planta (Poltronieri et al., 2001). Existen variaciones en los rendimientos que están muy ligadas a las condiciones de crecimiento, las prácticas de manejo y la variedad del cultivo (Kala et al., 2015). En ambos casos, el rendimiento fue superior al reportado para condiciones de Perú (0.601 t/ha) (Albújar, 2019).

Conclusiones

Finalmente, este trabajo muestra evidencias de diferencias en la fenología y en algunas características fenotípicas entre Embrapa 37 (color verde claro para la hoja madura y nervadura central, además de una cápsula alargada con ápice redondeado y base plana) y Sensient (el color tanto de la hoja madura como de la nervadura central fueron verde oscuro y la cápsula tuvo forma ovoide con un ápice obtuso y con una base redondeada). Asimismo, Sensient mostró tener una mejor adaptación, en términos de crecimiento y rendimiento, que Embrapa 37. Sin embargo, es muy importante continuar estudiando el comportamiento de Sensient con miras a mejorar aún más su manejo y rendimiento en diferentes condiciones agroecológicas.

Contribución de autores

- Zafra-Lapatnikova, María: conceptualización, análisis formal, investigación, metodología, supervisión, redacción – revisión y edición.
- Alarcón-Pardo, Olenka: investigación, metodología, redacción – revisión y edición.
- Julca-Otiniano, Alberto: investigación, metodología, redacción – revisión y edición.
- Alvarado-Huamán, Leonel: investigación, metodología, redacción – revisión y edición.
- Borjas-Ventura, Ricardo: conceptualización, análisis formal, supervisión.

Bibliografía

- Albújar, E. (2019). *Anuario Estadístico de la Producción Agrícola 2018*. Ministerio de Desarrollo Agrario. <https://siea.midagri.gob.pe/portal/publicacion/boletines-anuales/4-agricola>.
- Akshatha, V., Giridhar, P. y Ravishankar, G. A. (2011). *Diversidad morfológica en Bixa orellana L. y variaciones en el rendimiento del pigmento del achiote*. *Journal of Horticultural Science and Biotechnology*, 86(4), 319-324. <https://doi.org/10.1080/14620316.2011.11512767>
- Arce, J. (1984). *Caracterización de 81 plantas de achiote (Bixa orellana L.) de la colección del CATIE procedentes de honduras y Guatemala, y propagación vegetativa por estacas*. [Tesis de maestría, Universidad de Costa Rica]. Repositorio Institucional de Universidade Federal da Grande Dourados. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/4570>
- Arce, J. (1999). Descriptores para la selección de variedades de achiote. El Achiote (*Bixa orellana* L.): cultivo promisorio para el trópico (pp. 43-48). Earth. <http://usi.earth.ac.cr/glas/sp/90019483.pdf>
- Bindyalaxmi, K., Kumaran, K., Divya, M. P., Vennila, S., Raveendran, M., Radha, P. y Priyanka, V. (2022). Pigment and oil content estimation in seeds of *Bixa orellana* L. *The pharma innovation*, 11(8), 419–423. <https://doi.org/10.22271/tpi.2022.v11.i8e.14679>
- Bonilla, J. (2009). Manual del cultivo de achiote (p. 7). Proyecto de Desarrollo de la Cadena de Valor y Conglomerado agrícola, Managua. <https://cenida.una.edu.ni/relectronicos/RENF01B715mc.pdf>
- Borjas-Ventura, R., Bello-Medina, N., Bello-Amez, S., Alvarado-Huamán, L., Rabaza-Fernandez, D., Tapia Y Figueroa, L., Castro-Cepero, V. y Julca-Otiniano, A. (2022). Differentiated Cadmium Uptake and its effect on the physiology of six cacao genotypes (*Theobroma cacao* L.) in San Ramón, Central Peruvian Jungle. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 25(3). <http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.4000>

- Borjas-Ventura, R., Andía, E., Alarcón-Águila, G., Estelita, S. y Julca-Otiniano, A. (2018). Crecimiento y calidad de plántulas de café (*Coffea arabica*) injertadas sobre *Coffea canephora* frente a nematodos en vivero. *Journal of the Selva Andina Biosphere Research* 6(2), 28-41. http://www.scielo.org/bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2308-38592018000200002
- Bouvier, F., Dogbo, O. y Camara, B. (2016). Biosynthesis of the Food and Cosmetic Plant Pigment Bixin (Annatto). *Science*, 300(5628), 2089-91. [doi: 10.1126/science.1085162](https://doi.org/10.1126/science.1085162).
- Dequigiovanni, G., Ferreira, S., Alves-Pereira, A., Gomez, E., Picanço-Rodrigues, D., Roland, C., Gepts, P. y Veasy, E. (2018). Highly structured genetic diversity of *Bixa orellana* var. *urucurana*, the wild ancestor of annatto, in Brazilian Amazonia. *PLOS ONE* 13(6), e0198593. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198593>
- De Swaef, T., De Schepper, V., Vandeghechuchte, M. y Steppe, K. (2015). Stem diameter variations as a versatile research tool in ecophysiology. *Tree Physiology*, 35(10), 1047–1061. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv080>
- Dos Santos, E.J., Lourenzani, W.L. y Lourenzani, A.E. (2018) History and ascension of annatto cultivation in the microregion of Dracena, Sao Paulo State. *Brazilian Journal of Biosystems Engineering*, 12(1), 29-39. <https://doi.org/10.18011/bioeng2018v12n1p29-39>
- Duque y Duque, E., Aguirre-Saltos, M. y Tamayo-Domínguez, A. (2022) Caracterización Fenotípica, Genotípica y ensayos de autopolinización en 18 accesiones de Achiote (*Bixa orellana* L.) en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 46(2), 117-134. <https://dx.doi.org/10.15517/rac.v46i2.52052>.
- GESTIÓN. (2015). Producción de achiote en Perú se reduce y requiere promoción para reactivarla. Gestión. Encontrado en: <https://gestion.pe/economia/produccion-achiote-peru-reduce-requiere-promocion-reactivarla-107025-noticia/>.
- He, L., Jing, N. y Yu, Q. (2020). Impacts of climate change and crop management practices on soybean phenology changes in China. *Science of the total Environment*, 707 (135638). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135638>.
- Igboabuchi, N., Echereme, C. y Ekwealor, K. (2018). Phenology in Plants: Concepts and Uses. *International Journal of Science and Research Methodology*, 11(1): 8-24. <https://ijsrm.humanjournals.com/wp-content/uploads/2018/12/2.Igboabuchi-N.A.-Echereme-C.B.-Ekwealor-K.U..pdf>
- INIA. (2009). Accesiones promisorias; Banco de germoplasma de la SUDIRGEB – Instituto Nacional de Innovación Agraria. Volumen I. Repositorio Institucional INIA. Encontrado en: http://repositorio.inia.gob.pe/bitstream/20.500.12955/104/3/INIA-Acciones...Banco_de_Germoplasma.pdf.
- Inuma, M. (2022). Variabilidad Genética mediante caracterización morfológica en achiote (*Bixa orellana* L.) para fines de mejoramiento. Zungarococha. San Juan. 2020 [Tesis de pregrado]. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana. https://repositorio.unapiquitos.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12737/8843/Marcelo_Tesis_Titulo_2022.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Jayakumar, J., Rajkumar, P., Sudha, P., Kumaran, K., Gurusamy, K y Subramanian, P. (2023). Morphological Assessment of Annatto (*Bixa orellana* L.) Fruit and Seed for the Development of Mechanical Seed Separator. *Agricultural Science Digest*, 43(3), 396-401. doi: [10.18805/ag.D-5731](https://doi.org/10.18805/ag.D-5731)
- Julca Otiniano, A., Andía Alarcón, E., Estelita Castro, S. y Borjas Ventura, R. (2018). Comportamiento de *Coffea arabica* L. injertadas sobre *Coffea canephora* en presencia de nemátodos en vivero. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 20(3), 267-280. <https://dx.doi.org/10.18271/ria.2018.391>

Zafra-Lapatnikova, M., Alarcón-Pardo, O., Julca-Otiniano, A., Alvarado-Huamán, L., Borjas-Ventura, R. (2024). Atributos fenotípicos y agronómicos de dos cultivares de achiote (*Bixa orellana* L.) en Madre de Dios, Perú. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 47-63. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2125>

- Kala, S., Kumaran, K., Meena, H. R. y Singh, K. (2015). Edible Dye for the Future: Annatto (*Bixa orellana* L.). *Popular Kheti*, 3(3), pp. 214-218 . https://www.researchgate.net/profile/Samadharmam-Kala/publication/303735928_Edible_Dye_for_the_Future_Bixa_orellana_L/links/574fe2de08aebb988044fba9/Edible-Dye-for-the-Future-Bixa-orellana-L.pdf
- Kumari S. y Kumaran, K. (2022). Evaluation of growth performance of *Bixa orellana* L. progenies under nursery conditions. *Madras Agricultural Journal*, 109. <https://doi.org/10.29321/maj.10.000649>
- MIDAGRI. (2022). Boletín - Compendio Anual de “Producción Agrícola”: Cuadros en Excel del anuario “Producción Agrícola” 2021. Encontrado en: <https://www.gob.pe/institucion/midagri/informes-publicaciones/2730325-compendio-anual-de-produccion-agricola>.
- Moreira, P. A., Lins, J., Dequigiovanni, G., Veasey, E. A. y Clement, C. R. (2015). The Domestication of Annatto (*Bixa orellana*) from *Bixa urucurana* in Amazonia. *Economic Botany*, 69(2), 127–135. <https://doi.org/10.1007/s12231-015-9304-0>
- Nolasco-Chumpitaz, J., Ccoyllo-Illaca, P., Koc-Sanchez, G. y Medina-Morales, P. (2020). Collection and morphological characterization of 149 accessions of achiote (*Bixa orellana* L.) from seven departments in Perú. *Peruvian Journal of Agronomy*, 4(3), 93-103. <https://doi.org/10.21704/pja.v4i3.1341>
- Oliveira, S. do S. do C., Sarmento, E. dos S., Marinho, V. H., Pereira, R. R., Fonseca, L. P. y Ferreira, I. M. (2022). Green extraction of annatto seed oily extract and its use as a pharmaceutical material for the production of lipid nanoparticles. *Molecules*, 27(16), 5187. <http://dx.doi.org/10.3390/molecules27165187>
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadass, R. y Anthony, S. (2009). Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0. 5pp. Encontrado en https://apps.worldagroforestry.org/treedb/AFTPDFS/Bixa_orellana.PDF.
- Poltronieri, M.C., Martins, C. da S., Rodrigues, J. E, Costa, M.R, Nazaré y R. F. R. de. (2001). Novas cultivares de urucum: Embrapa 36 e Embrapa 37. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. (Circular Técnica 22). <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/403357?locale=es>
- Pomasunco, L. (2021). Colorantes Naturales: Evaluación del mercado mundial y nacional. Centro de Investigación de Economía y Negocios Globales - CIEN. Encontrado en : <https://www.cien.adexperu.org.pe/colorantes-naturales-evaluacion-del-mercado-mundial-y-nacional/>.
- Quiñones Bravo, X. y Yunda Romero, M. C. (2014). El achiote *Bixa orellana* L. como posible alternativa productiva para el Departamento del Meta. *Revista Sistemas de Producción Agroecológicos*, 5(1), 142-173. <https://doi.org/10.22579/22484817.646>
- Ramos, E. (2022). Perú exportó achiote por US\$ 14 millones en 2021. Agencia Agraria de Noticias. Encontrado en <https://agraria.pe/noticias/peru-exporto-achiote-por-us-14-millones-en-2021-26768>.
- Reddatz-Mota, D., Pérez-Flores, L., Carrari, F., Mendoza-Espinoza, J., Díaz de León-Sánchez, F., Pinzón-López, L., Godoy-Hernández, G. y Rivera-Cabrera, F. (2017). Achiote (*Bixa orellana* L.): a natural source of pigment and vitamin E. *Journal and Food Science and Technology*, 54, 1729–1741. <https://doi.org/10.1007/s13197-017-2579-7>
- Rivera, D. y Flores, E. (1988). Morfología floral del achiote, *Bixa orellana* L. (Bixaceae). *Revista de Biología Tropical*, 36(2B), 499-509. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/23868>
- SENASA. (2021). Achiote se convierte en una nueva oportunidad para agricultura familiar de Selva Central. Encontrado en <https://www.gob.pe/institucion/senasa/noticias/548109-achiote-se-convierte-en-una-nueva-oportunidad-para-agricultura-familiar-de-selva-central>.

- Spark, W. (2016). El clima y el tiempo promedio en todo el año en Iñapari. Encontrado en <https://es.weatherspark.com/y/27094/Clima-promedio-en-I%C3%B1apari-Per%C3%BA-durante-todo-el-a%C3%B1o#:~:text=En%20I%C3%B1apari%2C>.
- Stringheta, P. C., Silva, P. I. y Costa, A. G. V. (2018). Annatto/Urucum— *Bixa orellana*. *Exotic Fruits* (pp. 23–30). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803138-4.00006-X>
- Umadevi, M., Giridharan, S. y Kumaran, K. Floral, reproductive biology and morphological variation in annatto (*Bixa orellana* L.). (2020). *Electronic Journal of Plant Breeding*, 11(02), 439-446. <https://doi.org/10.37992/2020.1102.076>
- Valerio, M., Ramos, M., Braga-Neto, J. y Macedo, M. (2014). Annatto seed residue (*Bixa orellana* L.): nutritional quality. *Food Science and Technology (Campinas)*, 35(2). <https://doi.org/10.1590/1678-457X.6539>
- Vallejo, F. (1991). Evaluación de Germoplasma de Achiote *Bixa orellana* L. : Estudios básicos sobre asociaciones fenotípicas y biología floral. *Acta agronómica*. 20p. https://revistas.unal.edu.co/index.php/acta_agronomica/article/view/15499/16260
- Maués- Venturieri, M. y Venturieri, G. (1992). I Reuniao tecnico-cientifica sobre o melhoramento genético do urucuzeiro. Belém: *Embrapa – CPATU*. 108 pp. Encontrado en <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1094188/1/CPATUDoc69p8291.pdf>.
- Xiao, D., Zhang, Y., Bai, H. y Tang, J. (2021). Trends and climate response in the phenology of crops in Northeast China. *Frontiers in Earth Science*, 9: 811621. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.811621>

Estadísticas de incendios forestales en el cantón Loja, provincia Loja, Ecuador, en el periodo 2011 – 2020

Statistics of forest fires in the Loja canton, Loja province, Ecuador, in the period 2011 – 2020

Marcos Ramos-Rodríguez ^{1*}

Edison Poma-Cabrera ²

José Reyes-Chancay ³

1. Profesor. Universidad Estatal del Sur de Manabí, Jipijapa, Manabí, Ecuador

2. Consultor independiente. Loja, Ecuador.

3. Consultor independiente. Manabí, Ecuador.

*Autor de correspondencia: marcos.ramos@unesum.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2076>

Recibido: 20/09/2023

Aceptado: 15/12/2023

Resumen

Aunque las estadísticas de incendios forestales existentes en Ecuador son incompletas, el análisis de las mismas puede dar una idea del comportamiento espacio-temporal de estos fenómenos en una localidad. El objetivo de este trabajo fue analizar las estadísticas de los incendios forestales en el cantón Loja, provincia Loja, Ecuador, en el periodo 2011 – 2020. Para desarrollar este trabajo se utilizó un diseño de investigación no experimental de tipo longitudinal. Los datos fueron facilitados por el Cuerpo de Bomberos de Loja. El análisis se realizó considerando la ocurrencia de incendios en un contexto espacio-temporal considerando su distribución de acuerdo a variables tales como años, meses, días de la semana, horas del día y parroquias. La distribución de la ocurrencia de incendios a través de los meses fueron contrastados con los focos de calor mensuales obtenidos de *Fire Information for Resource Management System*. El procesamiento de los datos fue realizado con Microsoft Excel y el análisis estadístico con el programa SPSS Statistics for Windows (versión 22.0) (IBM Corp., 2013). Durante el periodo analizado se reportaron 2463 incendios, registrándose durante el periodo agosto - noviembre el 67,72 % de los mismos, siendo los días jueves y sábado los de mayor cantidad de incendios reportados. El 47,67 % de los incendios ocurrió entre las 12:00 y las 16:00 horas. Los incendios se reportaron en 19 parroquias, concentrándose en siete de ellas el 82,90 % del total. El trabajo permitió establecer dónde y cuándo ocurren los incendios lo cual constituye un resultado relevante para la toma de decisiones en el ámbito de las actividades de manejo del fuego.

Palabras clave: Cambio climático, comportamiento histórico, manejo integral del fuego, prevención de incendios, protección forestal

Abstract

Although the existing forest fire statistics in Ecuador are incomplete, their analysis can give an idea of the spatio-temporal behavior of these phenomena in a locality. The objective of this work was to analyze the statistics of forest fires in the Loja canton, Loja province, Ecuador, in the period 2011 - 2020. To develop this work, a longitudinal non-experimental research design was used. The data was provided by the Loja Fire Department. The analysis was carried out considering the occurrence of fires in a spatio-temporal context, considering their distribution according to variables such as years, months, days of the week, hours of the day and parishes. The distribution of fire occurrence across months was contrasted with the monthly heat sources obtained from Fire Information for Resource Management System. Data processing was carried out with Microsoft Excel and statistical analysis with the SPSS Statistics for Windows program (version 22.0) (IBM Corp., 2013). During the analyzed period, 2,463 fires were reported, with 67.72 % of them recorded during the August - November period, with Thursday and Saturday being the days with the highest number of fires reported. The 47.67 % of fires occurred between 12:00 and 16:00. The fires were reported in 19 parishes, with 82.90 % of the total concentrated in seven of them. The work allowed us to establish where and when fires occur, which constitutes a relevant result for decision-making in the field of fire management activities.

Keywords: Climate change, historical behavior, integrated fire management, fire prevention, forest protection

Introducción

Los humanos y sus ancestros son únicos por ser una especie que produce fuego, pero los incendios “naturales” (es decir, independientes de los humanos) tienen una historia geológica antigua en la Tierra. Los incendios naturales han influido en la evolución biológica y los ciclos biogeoquímicos globales, haciendo que el fuego sea parte integral del funcionamiento de algunos biomas (Bowman *et al.*, 2011). No obstante, actualmente, los regímenes de incendios están cambiando debido a múltiples factores de cambio global que interactúan, en particular el cambio climático, el uso de la tierra y las influencias humanas directas a través de la ignición y la extinción (Rogers *et al.*, 2020).

En muchos casos el fuego es un componente esencial del ecosistema que asegura la sostenibilidad de sus procesos y comunidades. Desde su aparición, el fuego ha desempeñado un papel clave como filtro ambiental, seleccionando especies y sus características, y dando forma a las comunidades de los ecosistemas. Sin embargo, no todos los incendios son iguales y los ecosistemas expuestos a regímenes de incendios fuera de su rango histórico de variabilidad podrían volverse vulnerables y sufrir cambios irreversibles (Aponte *et al.*, 2016). El fuego para algunos ecosistemas es un factor tan importante como pueden serlo el sol o la lluvia. Por otra parte, los homínidos conquistaron el fuego y después fueron capaces de producirlo, convirtiéndose para ellos en una herramienta inseparable, tan importante que les permitió dar un salto en su desarrollo y conquista del planeta como nunca ha podido hacerlo otra especie (Ramos-Rodríguez, 2022). Los incendios contribuyen al cambio climático, principalmente debido a la emisión de gases de efecto invernadero por la quema de biomasa y la pérdida y destrucción de los bosques (Enríquez-de-Salamanca, 2020), aportan en las emisiones globales de gases de efecto invernadero afectando negativamente la salud pública, la actividad económica y la provisión de servicios ecosistémicos (Tyukavina *et al.*, 2022).

En todos los ecosistemas de la tierra, los incendios forestales están aumentando en intensidad y extendiéndose en alcance. Desde Australia hasta Canadá, desde Estados Unidos hasta China, pasando por Europa y el Amazonas, los incendios forestales están causando estragos en el medio ambiente, la

vida silvestre, la salud humana y la infraestructura (United Nations Environment Programme, 2022). Entre las razones que han propiciado este comportamiento se encuentran el cambio climático, el aumento de la población y las políticas de manejo del fuego que no han considerado al fuego como un factor ecológico ni como elemento cultural (Manrique-Toala *et al.*, 2022).

Los incendios forestales se están generalizando y queman hoy casi el doble de cobertura arbórea que hace 20 años. Utilizando datos de un estudio reciente realizado por investigadores de la Universidad de Maryland, los incendios forestales provocan actualmente la pérdida de 3 millones de hectáreas más de cobertura arbórea por año en comparación con 2001 y representaron más de una cuarta parte de toda la pérdida de cobertura arbórea en los últimos 20 años. El 2021 fue uno de los peores años en materia de incendios forestales desde principios de siglo, y provocó una alarmante pérdida de 9,3 millones de hectáreas de cobertura arbórea en todo el mundo, más de un tercio de toda la pérdida de cobertura arbórea que se produjo ese año. Aunque es menor que el año anterior, en 2022 se perdieron más de 6,6 millones de hectáreas de cubierta arbórea a causa de los incendios forestales, similar a otros años de la última década. En 2023 el mundo ya ha visto una mayor actividad de incendios, incluidas áreas quemadas sin precedentes en todo Canadá e incendios catastróficos en Hawái (MacCarty *et al.*, 2023).

En Ecuador durante el periodo 2016 - 2022 ocurrieron 8 686 incendios forestales que afectaron un total de 107 481,70 hectáreas (Secretaría de Gestión de Riesgos [SGR], 2016; 2017; 2018; 2019; 2020; 2021; 2022). Durante el año 2023, hasta el 8 de noviembre, 21 provincias, 115 cantones y 515 parroquias se habían visto afectados a causa de 3 269 incendios forestales, ocasionando la pérdida de 31 207,57 hectáreas de cobertura vegetal, siendo Loja una de las provincias con más de 1 000 hectáreas de cobertura vegetal quemada (SGR, 2023).

Es importante determinar dónde, cuándo y por qué ocurren los incendios forestales, con vistas a estructurar los servicios de prevención y combate dentro de límites económicamente viables (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2013). Debido a que las estadísticas de incendios forestales en Ecuador son incompletas en este trabajo se responde en cierta medida a las preguntas dónde y cuándo considerando la distribución de acuerdo a variables tales como años, meses, días de la semana, horas del día y parroquias. Considerando la importancia del análisis de estas variables para acciones de manejo integral del fuego en el contexto del cambio climático, esta investigación tuvo el objetivo de analizar las estadísticas de incendios forestales en el cantón Loja, provincia Loja, Ecuador, en el periodo 2011 – 2020.

■ Materiales y Métodos

Caracterización del área de estudio

De acuerdo con el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Actualizado 2014-2022 el cantón Loja se encuentra ubicado al sur del Ecuador y es el más grande de la provincia de igual nombre. Política y administrativamente está dividido en 13 parroquias rurales (Chantaco, Chuquiribamba, El Cisne, Gualiel, Jimbilla, Malacatos, Quinara, San Lucas, San Pedro de Vilcabamba, Santiago, Taquil, Vilcabamba, Yangana) y 6 urbanas (Sagrario, Sucre, El Valle, San Sebastián, Punzara y Carigán) que forman la ciudad de Loja, con una extensión territorial de 1 895,53 km² (Figura 1). La mayor parte de su población está asentada en la ciudad de Loja, su identidad y cultura está bien arraigada y se expresa a través de manifestaciones culturales como la música, artes plásticas, literatura, costumbres religiosas, entre otras. Loja tiene una alta motivación por la educación, pues cuenta con tres universidades que acogen no solamente a la juventud lojana, sino también a jóvenes de las provincias vecinas. Por su alta biodiversidad, el cantón es considerado como el Jardín Botánico del Ecuador, de ahí que uno de sus mayores atractivos y potencialidades lo constituyen sus recursos naturales (Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Loja [GAD Loja], 2014).

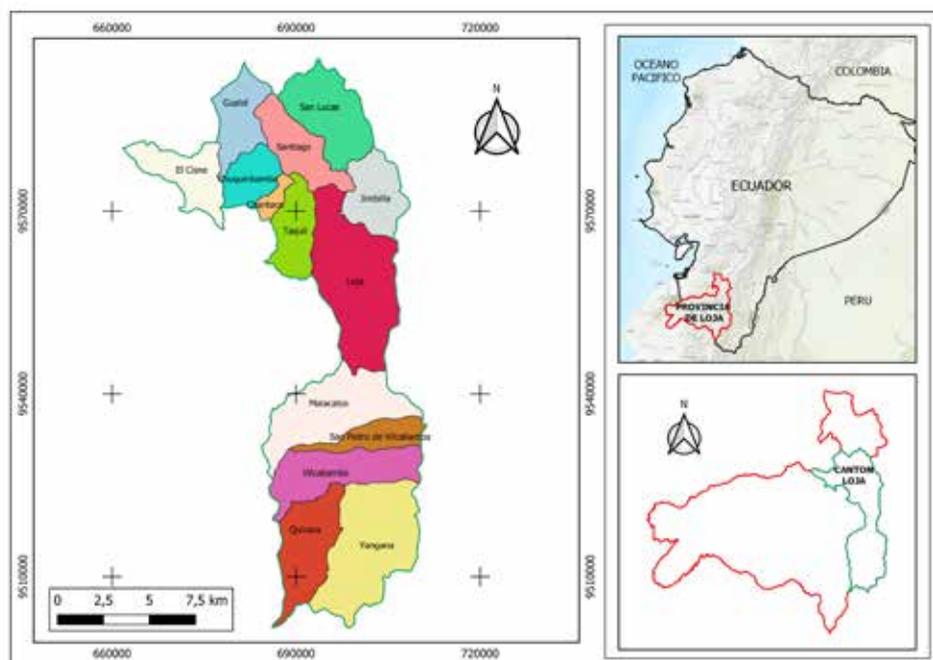


Figura 1. Parroquias rurales y cabecera cantonal de Loja

De acuerdo con CLIMATE-DATA.ORG (2021) la altitud del cantón Loja es de 2 070 m lo que combinado con otras características geográficas le brindan un clima templado-ecuatorial subhúmedo con una temperatura que oscila entre 16 y 21 °C. La temperatura media anual es de 15 °C registrándose una precipitación promedio anual de 1 453 mm en el periodo 1991-2021. El mes más seco es agosto con 35 mm seguido de septiembre con 46 mm. La mayor parte de la precipitación cae en marzo, promediando 215 mm (Figura 2). La diferencia en la precipitación entre el mes más seco y el mes más lluvioso es de 180 mm.

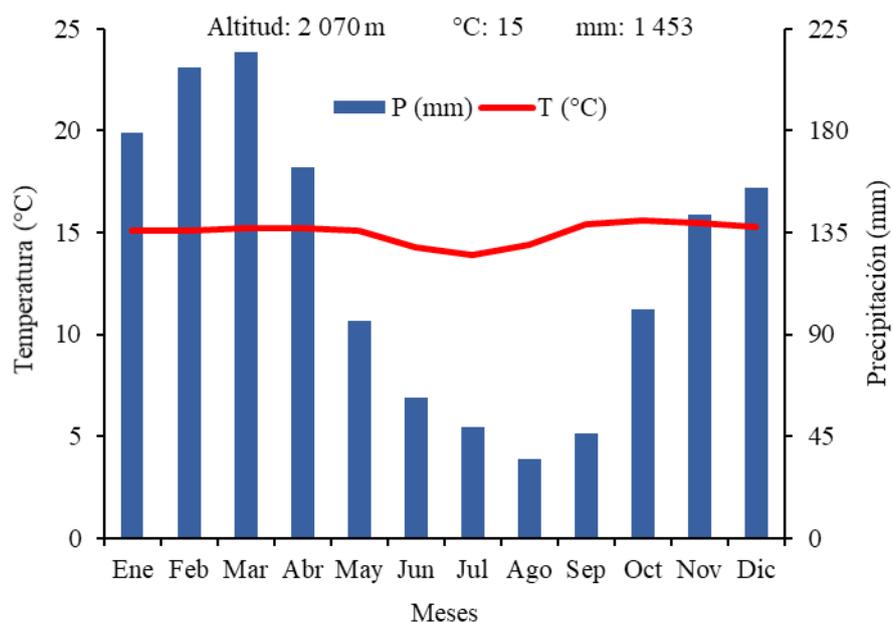


Figura 2. Climograma del cantón Loja (1991-2021)

Fuente: Modificado de CLIMATE-DATA.ORG. (2021)

Obtención y procesamiento de los datos

Para desarrollar esta investigación se utilizó un diseño de investigación no experimental de tipo longitudinal. Las estadísticas de ocurrencia de incendios forestales en el cantón Loja fueron facilitadas por el Cuerpo de Bomberos de dicha localidad. Todos los datos fueron del período enero de 2011 a diciembre de 2020, totalizando 10 años de observación. La base de datos se creó con ayuda del software Microsoft Excel y la misma estuvo formada por campos tales como ocurrencia de incendios, parroquias, fecha, meses, días de la semana y hora de detección.

La determinación de la distribución espacio-temporal de la ocurrencia de incendios forestales en el cantón Loja, es decir, cuándo y dónde ocurren los incendios forestales, se desarrolló considerando su distribución de acuerdo a variables tales como años, meses, días de la semana, horas del día y parroquias. También se determinó la correlación entre la ocurrencia de incendios y los focos de calor mensuales, obtenidos estos últimos de *Fire Information for Resource Management System* (FIRMS) para la localidad y periodo objetos de estudio. Dichos datos se obtuvieron en formato .csv para lo cual se siguieron los pasos siguientes: a) Realizar una consulta para cada uno de los años del periodo 2011-2020 para todo Ecuador (<https://www.earthdata.nasa.gov/learn/find-data/near-real-time/firms>) considerando la información del instrumento *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) ubicado en los satélites Terra y Aqua desde 1999 y 2002, respectivamente; b) Crear ficheros con los datos por meses para cada año; c) Cargar a un software SIG (QGIS Desktop 3.16.16) los datos correspondientes a cada uno de los meses de cada año, por separado, con el fin de recortar el área del cantón Loja y obtener en la tabla de atributos la cantidad de focos de calor; d) Generar un mapa para cada uno de los meses del año a partir las capas correspondientes a dicho mes de cada uno de los 10 años objeto de análisis.

El procesamiento de los datos fue realizado con el software Microsoft Excel y el análisis estadístico con el programa *SPSS Statistics for Windows* (versión 22.0) (IBM Corp., 2013). Se trabajó con un nivel de significancia del 0,05 ($p = 0,05$). La normalidad de los datos se verificó con la prueba estadística de Shapiro-Wilks. La variable dependiente cantidad de incendios, no se distribuyó normalmente ($p > 0,05$) en todos los grupos definidos por la variable independiente o factores tales como meses del año, días de la semana, horas del día y parroquias, por lo que la diferencia entre las medias se probó con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, verificándose la diferencia entre pares de medias con el empleo de la prueba *post hoc* de Dunn. Por el mismo motivo se determinó el coeficiente de correlación de rangos de Spearman en el caso del número de incendios y de focos de calor.

Resultados

Distribución temporal de la ocurrencia de incendios forestales

Durante el periodo 2011 – 2020 en el cantón Loja se reportaron 2 463 incendios forestales para una media de 246,30 incendios.año⁻¹. Los mayores porcentajes de ocurrencia se presentaron en los años 2018 y 2016 (Tabla 1). La desviación estándar indica una alta dispersión de la cantidad de incendios registrados cada año con respecto a la media.

Tabla 1. Distribución de la ocurrencia de incendios a través de los años en el cantón Loja

Años	Ocurrencia de incendios	
	(No.)	(%)
2011	85	3,45
2012	198	8,04
2013	153	6,21
2014	211	8,57
2015	284	11,53
2016	405	16,44
2017	320	12,99
2018	502	20,38
2019	128	5,20
2020	177	7,19
Totales	2463	100,00
Media	246,30	
± ds	131,03	

Nota: ds: desviación estándar

La distribución de la ocurrencia de los incendios forestales a través de los meses en el cantón Loja del 2011 al 2020 permitió verificar que aunque se reportan incendios todos los meses del año, es posible definir una estación de incendios de agosto a noviembre, ocurriendo en estos meses el 67,72 % del total de incendios registrados en el periodo. Los valores de ocurrencia durante estos cuatro meses superaron la media mensual de 205,25 incendios.mes⁻¹ obtenida para el periodo. La prueba de Kruskal-Wallis ($\chi^2=51,733$; $p=3,0481 \times 10^{-7}$) determinó que existen diferencias significativas entre los valores medios de ocurrencias reportados para cada uno de los meses, siendo estadísticamente similares algunos pares de medias, entre ellos los correspondientes a la estación de incendios (Figura 3).

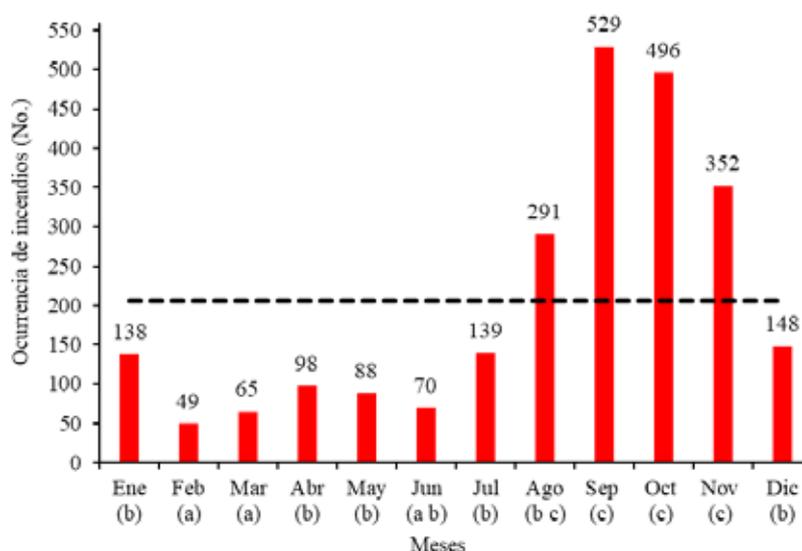


Figura 3. Distribución del número total mensual de ocurrencia de incendios a través de los meses en el cantón Loja (2011-2020)

Nota: La línea segmentada indica la media mensual de incendios (205,25 incendios.mes⁻¹) para el periodo. Valores medios de los meses con la misma letra entre paréntesis son estadísticamente iguales de acuerdo a la prueba *post hoc* de Dunn ($p < 0,05$).

Una distribución similar a la descrita para la ocurrencia de incendios fue obtenida para los focos de calor (Figura 4). En consecuencia, la relación entre el número de incendios y los focos de calor fue muy intensa y la correlación muy alta ($r=0,885$; $p=1,28 \times 10^{-4}$) para los meses del año durante el periodo objeto de estudio. Cabe señalar que el número de focos de calor siempre fue inferior al número de incendios reportados.

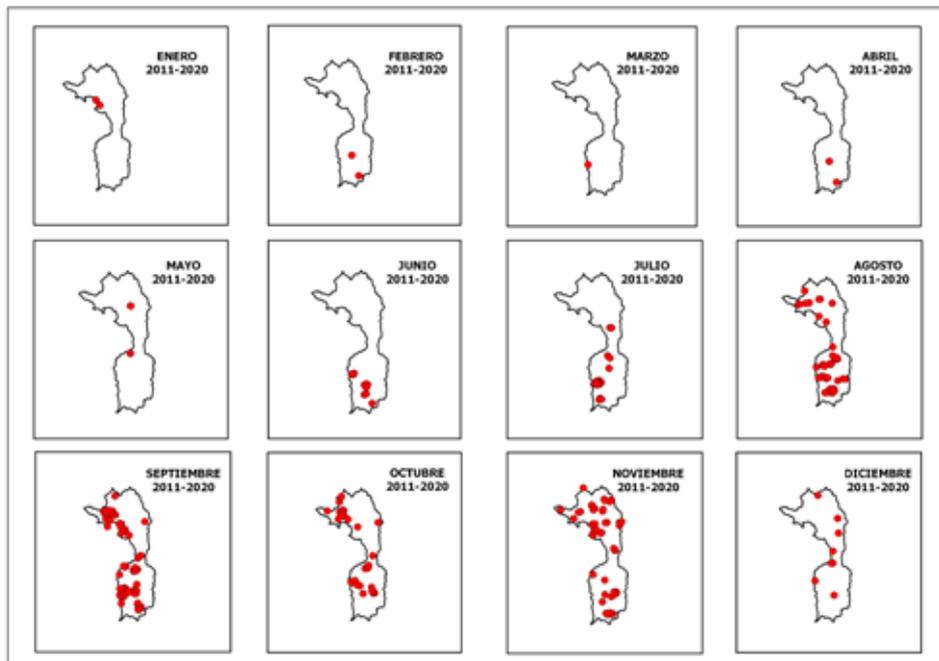


Figura 4. Distribución de los focos de calor a través de los meses en el cantón Loja (2011-2020)

Los porcentajes de la ocurrencia de incendios a través de los días de la semana en el periodo 2011 – 2020 en el cantón Loja fueron similares, oscilando los mismos entre 12,10 % el Lunes y 16,12 % el Sábado (Tabla 2). La prueba de Kruskal-Wallis demostró la no existencia de diferencia estadísticamente significativa entre las medias de la cantidad de incendios ocurridos cada uno de los días de la semana ($\chi^2=2,667$; $p=0,849$).

Tabla 2. Distribución de la ocurrencia de incendios a través de los días de la semana en el cantón Loja (2011-2020)

Días de la semana	Ocurrencia de incendios		
	(No.)	(media \pm ds)	(%)
Domingo	306	30,60 \pm 17,69	12,42
Lunes	298	29,80 \pm 17,04	12,10
Martes	338	33,80 \pm 20,89	13,72
Miércoles	361	36,10 \pm 17,61	14,66
Jueves	391	39,10 \pm 20,38	15,87
Viernes	372	37,20 \pm 22,65	15,10
Sábado	397	39,70 \pm 22,42	16,12
Total	2463		100,00

Nota: ds: desviación estándar

En el caso de la distribución de la ocurrencia de incendios durante las horas del día se obtuvo que entre las 12:00 y 16:00 horas ocurrió el 47,67 % de los incendios, alcanzando el valor más alto con 12,49 % (314 incendios) a las 15:00 horas, reportándose pocos incendios en horas de la mañana y de la noche. La diferencia entre las medias de la ocurrencia para cada una de las horas fue diferente, lo cual se comprobó con la prueba de Kruskal-Wallis ($\chi^2=184,257$; $p=3,9044 \times 10^{-27}$) siendo estadísticamente similares algunos pares de medias, entre ellos el periodo de 10:00 a 19:00 horas en el que se incluyen las horas señaladas anteriormente como las de mayor ocurrencia.

Tabla 3. Distribución de la ocurrencia de incendios forestales a través de las horas del día en el cantón Loja (2011-2020)

Horas	Ocurrencia			Horas	Ocurrencia		
	(No.)	(media ± ds)	(%)		(No.)	(media ± ds)	(%)
01:00	10	1,00 ± 1,05 ^b	0,41	13:00	207	20,70 ± 13,98 ^j	8,40
02:00	2	0,20 ± 0,42 ^a	0,08	14:00	233	23,30 ± 15,09 ^j	9,46
03:00	3	0,30 ± 0,48 ^a	0,12	15:00	308	30,80 ± 16,45 ^j	12,51
04:00	12	1,20 ± 1,14 ^b	0,49	16:00	220	22,00 ± 11,03 ^j	8,93
05:00	54	5,40 ± 4,03 ^{ef}	2,19	17:00	189	18,90 ± 9,15 ^j	7,67
06:00	34	3,40 ± 2,63 ^{de}	1,38	18:00	179	17,90 ± 9,21 ^j	7,27
07:00	13	1,30 ± 1,42 ^{bc}	0,53	19:00	154	15,40 ± 7,85 ^j	6,25
08:00	58	5,80 ± 3,77 ^{fg}	2,35	20:00	83	8,30 ± 4,42 ^{hi}	3,37
09:00	78	7,80 ± 4,59 ^{gh}	3,17	21:00	54	5,40 ± 2,76 ^f	2,19
10:00	119	11,90 ± 8,67 ^{ij}	4,83	22:00	32	3,20 ± 1,55 ^e	1,30
11:00	175	17,50 ± 11,97 ^j	7,11	23:00	19	1,90 ± 2,23 ^d	0,77
12:00	207	20,70 ± 11,60 ^j	8,40	24:00	20	2,00 ± 2,45 ^{cd}	0,81
		Totales	2463			100,00	

Nota: ds: desviación estándar. Valores con la misma letra son estadísticamente iguales de acuerdo a la pruebas *post hoc* de Dunn ($p < 0,05$).

Distribución espacial de la ocurrencia de incendios forestales

Durante el periodo 2011 – 2020 se registró un total de 2463 incendios distribuidos en 19 parroquias, concentrándose en seis de ellas el 77,95 %. La parroquia con mayor ocurrencia fue Sucre con 22,78 % (561 incendios) (Tabla 4). La diferencia entre las medias de la ocurrencia en cada una de las parroquias fue diferente, lo cual se comprobó con la prueba de Kruskal-Wallis ($\chi^2=120,877$; $p=2,8663 \times 10^{-17}$) siendo estadísticamente similares algunos pares de medias, entre ellos los correspondientes a las parroquias urbanas Punzara, Sucre, San Sebastián, Carigán y El Valle, además de la parroquia rural Malacatos.

Tabla 4. Distribución de la ocurrencia de incendios forestales según las Parroquias en Loja (2011-2020)

Parroquias	Ocurrencia			Parroquias	Ocurrencia		
	(No.)	(media ± ds)	(%)		(No.)	(media ± ds)	(%)
San Sebastián	226	22,60 ± 11,49 ^e	9,18	Jimbilla	41	4,10 ± 2,88 ^d	1,66
Punzara	367	36,70 ± 17,38 ^{ef}	14,90	Malacatos	189	18,90 ± 20,97 ^{de}	7,67
Sucre	561	56,10 ± 25,41 ^f	22,78	Quinara	33	3,30 ± 5,23 ^{bc}	1,34
Carigán	273	27,30 ± 13,15 ^e	11,08	San Lucas	24	2,40 ± 2,32 ^c	0,97
El Valle	304	30,40 ± 19,38 ^e	12,34	San Pedro de Vilcabamba	10	1,00 ± 2,16 ^a	0,41
Sagrario	48	4,80 ± 3,01 ^d	1,95	Santiago	25	2,50 ± 2,63 ^c	1,02
Chantaco	7	0,70 ± 0,95 ^{ab}	0,28	Taquil	90	9,00 ± 5,44 ^d	3,65
Chuquiribamba	36	3,60 ± 3,89 ^d	1,46	Vilcabamba	118	11,80 ± 17,18 ^d	4,79
El Cisne	64	6,40 ± 7,60 ^d	2,60	Yangana	21	2,10 ± 4,12 ^b	0,85
Gualel	26	2,60 ± 2,12 ^{cd}	1,06	Totales	2463	100,00	

■ Discusión

Distribución temporal de la ocurrencia de incendios forestales

En el cantón Loja en el periodo 2011 – 2020 se reportaron 2 463 incendios para una media de 246,30 incendios. año⁻¹ la cual en correspondencia con el territorio del cantón indica una densidad de 1,30 incendios por cada 1000 ha. Estos valores superan los reportados por Ramos-Rodríguez *et al.* (2021) para el cantón Santa Ana, provincia de Manabí, Ecuador, para el periodo 2012 – 2018 en el que la media fue de 18,20 incendios. año⁻¹ y la densidad de 0,17 incendios por cada 1000 ha. En otros dos cantones de Ecuador, aunque la media anual de incendios fue menor que en Loja, la densidad de ocurrencia por 1000 ha fue mayor. Dichos cantones son: a) Rocafuerte, en el que durante el periodo 2016-2019 mostró una media anual de 77,33 incendios forestales lo que en correspondencia a su territorio representa una densidad de ocurrencias de 2,75 incendios por cada 1000 ha (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2020) y b) Jipijapa, donde durante el periodo 2010 – 2021 ocurrieron 251 incendios lo cual arroja una media de 20,92 ocurrencias al año (Ramos-Rodríguez y Reyes-Chancay, 2022) con una densidad de 1,67 incendios por cada 1000 ha.

La distribución de los incendios a través de los meses del año es una información importante en la planificación de la prevención, pues indica las épocas de mayor riesgo de ocurrencia de fuegos (Soares *et al.*, 2017). La estación de incendios en Loja se presentó de agosto a noviembre. Este resultado, aunque no coincide exactamente con los obtenidos para otros cantones de la provincia de Manabí, Ecuador, sí tiene coincidencias para el caso de algunos meses. En Santa Ana la estación de incendios fue definida de julio a enero (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2021), mientras que en Rocafuerte (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2020) definieron dos subperiodos de mayores ocurrencias o épocas de incendios, uno representado por diciembre y enero y otro que agrupa a los meses de junio, julio, agosto y septiembre. En el caso de Jipijapa la estación de incendios fue definida de agosto a diciembre por Ramos-Rodríguez y Reyes-Chancay (2022).

Un resultado interesante para futuras investigaciones fue la relación muy alta obtenida al determinar el coeficiente de correlación entre las cantidades de incendios registrados por el Cuerpo de Bomberos de Loja y de focos de calor obtenidos de *Fire Information for Resource Management System*, independientemente de que el número de focos de calor siempre fue inferior al número de incendios reportados. También en Argentina miden los focos de calor con este sistema (Bonfanti y Sánchez, 2021). Con respecto a la no coincidencia de la cantidad de incendios y de focos de calor debe considerarse que de acuerdo con el Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2014) el tamaño mínimo del incendio que puede ser detectable es diferente en función de muchas variables (ángulo de lectura, bioma, posición del sol, temperatura de la superficie terrestre, cobertura de nubes, cantidad de humo y dirección del viento, etc.), por lo que el valor exacto puede variar ligeramente de acuerdo a estas condiciones. Además, según Chuvieco *et al.* (2012) en teoría, la omisión puede venir dada o bien porque el incendio es muy pequeño para ser detectado por el sensor, o bien muy corto en el tiempo para estar activo en el momento de pasar el satélite.

Según Barcia-Sardiñas *et al.* (2019) es importante conocer que la relación foco de calor vs ocurrencia de incendio no es directa en las imágenes de satélite. Un foco indica la existencia de fuego en un elemento de resolución de la imagen (pixel), que varía de 1x1 km hasta 4x4 km. En este pixel puede haber uno o varios incendios distintos que la indicación será de un único foco. En cambio, si un incendio fuera muy extenso entonces será detectado en algunos píxeles vecinos, o sea, varios focos estarán asociados a un único gran incendio.

Al relacionar la serie de focos de calor con la cantidad de incendios forestales reportados en la provincia Cienfuegos, Cuba, en el período 2001-2016 obtuvieron que a pesar de no haber una correspondencia exacta entre las dos, sí el comportamiento muy similar, coincidiendo los aumentos en la cantidad de incendios con los años de mayor reporte de focos de calor, demostrado esto con el coeficiente de correlación entre las dos series de 0,65 (Barcia-Sardiñas *et al.*, 2019).

En el caso de las medias de la cantidad de incendios ocurridos cada uno de los días de la semana se comprobó la no existencia de diferencia estadísticamente significativa entre las mismas en el cantón Loja. Este resultado coincide con lo obtenido para el cantones de la provincia de Manabí, Santa Ana (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2021) y Rocafuerte (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2020), mientras que para el caso de Jipijapa se obtuvieron valores numéricamente mayores para los días laborables (Ramos-Rodríguez y Reyes-Chancay, 2022).

Con respecto a la ocurrencia de los incendios durante las horas del día en el área objeto de estudio entre las 12:00 y 16:00 horas ocurrió el 47,67 % de los incendios. Resultados similares reportaron Ramos-Rodríguez *et al.* (2021) en el cantón Santa Ana, con la diferencia de que los mayores porcentajes de ocurrencia se presentaron a las 11:00, 14:00 y 16:00 horas. En el cantón Rocafuerte entre las 12:00 y las 15:00 horas ocurrió el 47,25 % del total de incendios (Ramos-Rodríguez *et al.*, 2020), mientras que en Jipijapa entre las 13:00 y las 16:00 horas ocurrió el 45,82 % del total de incendios (Ramos-Rodríguez y Reyes-Chancay, 2022). En todos los casos se reportaron muy pocos incendios en horas de la noche y de la mañana.

Distribución espacial de la ocurrencia de incendios forestales

La distribución espacial de la estadística de los incendios ocurridos en el cantón Loja en el periodo 2011 – 2020 mostró su concentración en seis de las 19 parroquias que integran el cantón, con el mayor porcentaje en Sucre. Según Santos *et al.* (2006) para priorizar las regiones de mayor riesgo con programas intensivos de protección y estructurar los servicios de combate a incendios dentro de límites económicamente viables, es importante saber los lugares y en qué épocas del año son mayores las ocurrencias de incendios.

Los resultados manifiestan que en cinco de las seis parroquias urbanas y en una rural que colinda con ellas (Malacatos) es donde ocurre la mayor cantidad de incendios, lo cual puede tener relación a la cercanía con la población o infraestructura. Díaz-Ornazábal y González (2016) al hacer un análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile, encontraron que la distribución espacial de los incendios tiene una estrecha relación con las actividades antrópicas, concentrándose su ocurrencia principalmente en el llano central y la costa. La mayor frecuencia y periodo de rotación se asocia a caminos y ciudades principales. La infraestructura vial permite un combate más efectivo de los incendios, pero al mismo tiempo la mejor accesibilidad trae de la mano una mayor probabilidad y riesgo de ocurrencia de estos. De acuerdo con Hesseln (2018) aunque las causas naturales son responsables de muchos incendios alrededor del mundo, la mayoría son causados por el hombre. Chinamatira *et al.* (2016) afirman que las causas de los incendios incluyen personas que encienden fuegos con el fin de limpiar tierras para el cultivo, aprovechar la miel de las colmenas, hacer carbón, cocinar o tratar de mantener el calor, e incendios provocados y como una forma de resolver disputas. Mientras que Sevinc *et al.* (2020), exponen que las posibles causas de un incendio forestal pueden ser de origen humano (incendio provocado, tabaquismo, caza, fogata de picnic, quema de pastores, quema de rastrojos) o de origen natural (rayos, líneas eléctricas). La temperatura, la humedad relativa, las especies de árboles, la distancia a la carretera, la velocidad del viento, la distancia a las tierras agrícolas, la cantidad de área quemada, el mes y la distancia al asentamiento son los factores de riesgo que pueden afectar la ocurrencia de incendios forestales.

Conclusiones

Aunque la información existente en las bitácoras del Cuerpo de Bomberos del cantón Loja acerca de la ocurrencia de incendios fue incompleta, permitieron establecer cuándo y dónde ocurren los incendios, lo cual constituye un resultado relevante para la toma de decisiones en el ámbito de las actividades de manejo del fuego.

Ramos-Rodríguez, M., Poma-Cabrera, E., Reyes-Chancay, E. (2024). Estadísticas de incendios forestales en el cantón Loja, provincia Loja, Ecuador, en el periodo 2011 – 2020. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 64-76. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2076>

El análisis de las estadísticas de los incendios permitió observar la presencia de una estación o época de incendios de agosto a noviembre, que no existe diferencia estadísticamente significativa entre las medias de la cantidad de incendios ocurridos cada uno de los días de la semana y que entre las 12:00 y 16:00 horas fue mayor el número de incendios reportados.

En el contexto espacial quedó establecido que en el periodo analizado la ocurrencia de incendios se concentró en seis de las 19 parroquias del cantón Loja, siendo Sucre la de mayor porcentaje de incendios reportados, lo cual indica a los decisores en el ámbito del manejo integral del fuego la necesidad de ejecutar en esta localidad acciones de prevención de incendios forestales.

Agradecimientos

Al Cuerpo de Bomberos del cantón Loja por facilitar los datos estadísticos.

Contribución de los autores

Marcos Pedro Ramos Rodríguez dirigió la investigación, planificó las actividades y realizó los análisis estadísticos. Edison Bolívar Poma Cabrera recopiló la información en el Cuerpo de Bomberos de Loja. José Enrique Reyes Chancay elaboró los mapas de ubicación del área y de los focos de calor. Todos los autores contribuyeron con la redacción, análisis e interpretación de la información.

Bibliografía

- Aponte, C., de Groot, W. J. y Wotton, B. M. (2016). Forest fires and climate change: causes, consequences and management options. *International Journal of Wildland Fire*, 25(8), 861–875. https://doi.org/10.1071/WFv25n8_FO
- Barcia-Sardiñas, S., Fontes-Leandro, M. y Viera-González, E. Y. (2019). Los focos de calor y los incendios forestales en la provincia Cienfuegos, Cuba Hot spots and forest fires in Cienfuegos province, Cuba. *Revista Cubana de Meteorología*, 25(Especial). <http://rcm.insmet.cu/index.php/rcm/article/view/474/715>
- Bonfanti, F. A. y Sánchez, M. E. (2021). Focos de calor registrados en el este del Chaco durante el período 2015-2020. Implicancia ambiental y manejo del fuego. *Geograficando*, 17(2), e105. <https://doi.org/10.24215/2346898xe105>
- Bowman, D. M. J. S., Balch, J., Artaxo, P., Bond, W. J., Cochrane, M. A., D'Antonio, C. M., Defries, R., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Mack, M., Moritz, M. A., Pyne, S., Roos, C. I., Scott, A. C., Sodhi, N. S. y Swetnam, T. W. (2011). The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography*, 38(12), 2223–2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>
- Climate-data.org. (2021). Clima Loja (Ecuador). Climate-data.org. <https://es.climate-data.org/americas-del-sur/ecuador/provincia-de-loja/loja-4233/#climate-graph>
- Chinamatira, L., Mtetwa, S. y Nyamadzawo, G. (2016). Causes of wildland fires, associated socio-economic impacts and challenges with policing, in Chakari resettlement area, Kadoma, Zimbabwe. *Fire Science Reviews*, 5(1), 1–11. <https://doi.org/10.1186/s40038-016-0010-5>
- Chuvieco, E., Cifuentes, Y., Hantson, A., López, A., Ramo, R. y Torres, J. (2012). Comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de área quemada en incendios mediterráneos. *Revista de Teledetección*, 37, 9–22. http://www.aet.org.es/revistas/revista37/Revista_37_Todo.pdf#page=13
- Díaz-Hormazábal, I. y González, M. E. (2016). Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. *Bosque*, 37(1), 147–158. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000100014>

- Enríquez-de-Salamanca, Á. (2020). Contribution To Climate Change Of Forest Fires In Spain: Emissions And Loss Of Sequestration. *Journal of Sustainable Forestry*, 39(4), 417–431. <https://doi.org/10.1080/10549811.2019.1673779>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Loja. (2014). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Actualizado 2014-2022. <https://www.loja.gob.ec/files/image/LOTAIP/podt2014.pdf>
- Hesseln, H. (2018). Wildland Fire Prevention: a Review. *Current Forestry Reports*, 4, 178–190. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s40725-018-0083-6>
- IBM Corp. (2013). IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. IBM Corp., Armonk, NY: IBM Corp.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2014). Monitoramento de Queimadas em Tempo Quase-Real do INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Brasil. <http://www.inpe.br/queimadas/>
- MacCarty, J., Richter, J., Tyukavina, S., Weisse, M. y Harris, N. (2023). *The Latest Data Confirms: Forest Fires Are Getting Worse*. World Resources Institute. <https://reliefweb.int/report/world/latest-data-confirms-forest-fires-are-getting-worse>
- Manrique-Toala, T., Ramos-Rodríguez, M. P., De La Cruz-Rosales, G., Tigua-Pinela, Y. y Pincay-Ortega, S. (2022). Uso del fuego en tierras de vocación forestal del cantón Jipijapa, Manabí, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 12(2), 40–51. <https://doi.org/https://doi.org/10.54753/blc.v12i2.1600>
- Ramos-Rodríguez, M. P. (2022). *Investigaciones sobre el comportamiento historico de los incendios forestales* (M. P. Ramos-Rodríguez (ed.); Primera Ed). Mawil Publicaciones de Ecuador. <https://doi.org/https://doi.org/10.26820/978-9942-602-22-0>
- Ramos-Rodríguez, M. P., García-Castro, H. J., Tetto, A. F., Batista, A. C., Manrique-Toala, T. O. y Estévez-Valdés, I. (2021). Ocurrencia de incendios forestales en el cantón Santa Ana, provincia de Manabí, Ecuador (2012-2018). *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 9(3), 322–339. http://scielo.sld.cu/scielo.php?pid=S2310-34692021000300322&script=sci_arttext
- Ramos-Rodríguez, M. P., Medranda-Mendieta, A. J., Manrique-Toala, T. O., Gras-Rodríguez, R. y Estévez-Valdés, I. (2020). Comportamiento histórico de los incendios forestales en el Cantón Rocafuerte, provincia Manabí, Ecuador, en el periodo 2016 - 2019. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 17(41), 37–46. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v17i41.5282>
- Ramos-Rodríguez, M. P. y Reyes-Chancay, J. E. (2022). Programa De Comunicación Orientado a La Prevención De Los Incendios Forestales En Jipijapa, Manabí, Ecuador. In *Open Science Research VI* (pp. 288–311). <https://doi.org/10.37885/220910301>
- Ramos-Rodríguez, M. P., Soares, R. V., Batista, A. C., Tetto, A. F. y Martínez-Becerra, L. W. (2013). Comparação entre o perfil dos incêndios florestais de Monte Alegre, Brasil, e de Pinar del Río, Cuba. *Floresta*, 43(2), 231–240. <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/27650>
- Rogers, B. M., Balch, J. K., Goetz, S. J., Lehmann, C. E. R. y Turetsky, M. (2020). Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. *Environmental Research Letters*, 15(3). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d3a>
- Santos, J. F., Soares, R. V. y Batista, A. C. (2006). Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. *Floresta*, 36(1), 93–100. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v36i1.5510>
- Sevinc, V., Kucuk, O. y Goltas, M. (2020). A Bayesian network model for prediction and analysis of possible forest fire causes. *Forest Ecology and Management*, 457. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117723>
- Soares, R. V., Batista, A. C. y Tetto, A. F. (2017). *Incêndios florestais: controle, efeito e uso do fogo* (Segunda Ed). Gráfica Capital.

Ramos-Rodríguez, M., Poma-Cabrera, E., Reyes-Chancay, E. (2024). Estadísticas de incendios forestales en el cantón Loja, provincia Loja, Ecuador, en el periodo 2011 – 2020. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 64-76. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2076>

- Tyukavina, A., Potapov, P., Hansen, M. C., Pickens, A. H., Stehman, S. V., Turubanova, S., Parker, D., Zalles, V., Lima, A., Kommareddy, I., Song, X.-P., Wang, L. y Harris, N. (2022). Global Trends of Forest Loss Due to Fire From 2001 to 2019. *Frontiers in Remote Sensing*, 3(March), 1–20. <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.825190>
- United Nations Environment Programme. (2022). *Spreading like wildfire - The rising threat of extraordinary landscape fires*. A UNEP Rapid Response Assessment. Nairobi. <https://www.unep.org/resources/report/spreading-wildfire-rising-threat-extraordinary-landscape-fires>
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2016). Informe de situación No. 111. Ecuador. https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/01/Informe-de-Situaci%C3%B3n_Incendios-Forestales_15122016_111.pdf
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2017). Informe de Situación - Incendios Forestales. Dirección de Monitoreo de Eventos Adversos, Ecuador. https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2017/12/Informe-de-Situaci%C3%B3n_INF_15122017_15h15.pdf
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2018). Informe de Situación - Incendios Forestales a nivel nacional 2018. Informe No. 5. Dirección de Monitoreo de Eventos Adversos; Samborondón – Ecuador. <https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/2018/10/SITREP-5-Informe-de-Situaci%C3%B3n-SGR-2018-031008.pdf>
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2019). Informe de Situación No. 61 - Incendios Forestales. Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias, Ecuador. <https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/2019/12/Informe-de-Situaci%C3%B3n-No-61-Incendios-Forestales-30112019-1-1.pdf>
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2020). Informe de Situación – Incendios Forestales. Informe No. 31. Servicio Nacional de Gestión de Riesgos y Emergencias, Ecuador. <https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/2021/01/Informe-de-Situacion-No-031-Cierre-2020-Incendios-Forestales.pdf>
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2021). Informe de Situación No. 23 de Incendios Forestales a nivel Nacional. Dirección de Monitoreo de Eventos Adversos, Ecuador. https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/2021/10/SITREP-No-23-Incendios_Forestales-19102021Cierre-1.pdf
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2022). Informe de Situación No. 10 de Incendios Forestales a nivel Nacional 2022. Dirección de Monitoreo de Eventos Adversos, Ecuador. <https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2022/10/SITREP-No-10-Incendios-Forestales-01012022-a-31102022.pdf>
- Secretaría de Gestión de Riesgos. (2023). Informe de Situación Nacional SitRep No. 55 – Incendios Forestales. Dirección de Monitoreo de Eventos Adversos, Ecuador. <https://www.gestionderiesgos.gob.ec/wp-content/uploads/2023/10/SITREP-Nro.-55-Incendios-Forestales-01012023-al-26102023.pdf>

Inflamabilidad de especies representativas en un matorral andino del sur de Ecuador

Flammability of representative species in a matorral Andean of southern Ecuador

Andrea Coronel^{1*} 
Luis Muñoz-Chamba² 
Johana Muñoz² 
Zhofre Aguirre³ 

1. Ingeniera Forestal. Loja, Ecuador.
2. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador
3. Herbario Reinaldo Espinosa, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador.
*Autor para correspondencia: andrea.g.coronel@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2071>

Recibido: 27/08/2023

Aceptado: 19/12/2023

Resumen

El conocimiento de la inflamabilidad de especies vegetales, permite tener una idea del potencial comportamiento del fuego y, con ello diseñar estrategias para el control y prevención de incendios forestales. El objetivo de la investigación fue determinar la inflamabilidad de especies vegetales del matorral andino bajo condiciones de laboratorio y enriquecer los conocimientos sobre la dinámica del fuego y su comportamiento. El sitio de estudio fue el matorral andino localizado en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”. Se seleccionó cinco especies de mayor abundancia, que fueron *Lepechinia mutica*, *Dendrophorbium scytophyllum*, *Pappobolus acuminatus*, *Baccharis latifolia* y *Gynoxyx nitida*; bajo condiciones de laboratorio se utilizó el método de llama directa y se evaluaron las características de inflamabilidad como el tiempo de ignición, sostenibilidad, combustibilidad y altura de la llama. Se realizaron 20 pruebas de inflamabilidad por especie, con un peso por muestra de cinco gramos. Los resultados de las características de inflamabilidad de las cinco especies fueron variables, con tiempos de ignición entre 6,2 y 14,95 segundos, sostenibilidad entre 8,85 y 68,1 segundos, alturas de llama entre 6,35 y 38,4 cm y combustibilidad entre 0,04 y 0,15 g.s⁻¹. Las especies *Lepechinia mutica*, *Dendrophorbium scytophyllum*, *Baccharis latifolia* y *Gynoxyx nitida* presentaron una categoría de extremadamente inflamable y *Pappobolus acuminatus* de poco inflamable. Las especies estudiadas mostraron en su mayoría la categoría extremadamente inflamable lo que permite deducir que el matorral andino es un ecosistema altamente inflamable, vulnerable ante incendios forestales porque posee especies que pueden arder y propagar el fuego con facilidad

Palabras claves: Combustibilidad, ignición, incendios forestales, llama directa, sostenibilidad.

Abstract

Knowledge of the flammability of plant species allows us to have an idea of the potential behavior of fire and thereby design mitigation strategies for the control and prevention of forest fires. The objective of the research was to determine the flammability of plant species from the Andean scrubland under laboratory conditions and thus be able to enrich knowledge about the dynamics of fire and its behavior. The study site was the Andean scrub located in the “Francisco Vivar Castro” University Park, from which five representative species were selected, which were *Lepechinia mutica*, *Dendrophorbium scytophyllum*, *Pappobolus acuminatus*, *Baccharis latifolia* and *Gynoxyx nitida*. Under laboratory conditions, the direct flame method was used and flammability characteristics such as ignition time, sustainability, combustibility and flame height were evaluated. 20 flammability tests were carried out per species, with a sample weight of five grams. The results of the flammability characteristics of the five species were variable, with ignition times between 6.2 and 14.95 seconds, sustainability between 8.85 and 68.1 seconds, flame heights between 6.35 and 38.4 centimeters and combustibility between 0.04 and 0.15 g.s-1. The species *L. mutica*, *D. scytophyllum*, *B. latifolia* and *G. nitida* presented an extremely flammable category and *P. acuminatus* had a low flammable category. The representative species of the Andean scrub mostly presented extremely flammable categories, which suggests that they are species that can burn and spread fire easily, which makes this ecosystem vulnerable to forest fires.

Key words: Combustibility, direct flame, forest fires, ignition, sustainability.

Introducción

La inflamabilidad de los combustibles forestales es la capacidad para encender y sostener el fuego y, puede estimarse a través de tres fenómenos como el tiempo de ignición, duración de la quema y liberación de calor (Anderson, 1970; Guarín et al., 2022; Hachmi et al., 2011). Esta es una característica muy importante para ser evaluada durante un incendio forestal, el cual se define como una propagación no controlada del fuego, causados en su mayoría por actividades antrópicas (Paton et al., 2015) con repercusiones sobre la biodiversidad (FAO, 2007). El tener conocimiento acerca de la inflamabilidad ayuda a entender el comportamiento del fuego, así como sus características y su propagación; además, de tener una idea del posible aporte de las especies al comportamiento del fuego.

Los estudios de inflamabilidad de especies forestales en Ecuador son muy limitados. En la región sur del Ecuador se ha investigado y determinado la inflamabilidad de especies representativas del bosque andino (Muñoz-Chamba et al., 2023). El resto de las investigaciones, a nivel nacional, se centran en el estudio del comportamiento del fuego bajo condiciones experimentales en plantaciones, comportamiento histórico de los incendios en Manabí (Ramos-Rodríguez et al., 2019), y uso del fuego para actividades agrícolas (Manrique-Toala, 2022).

El conocimiento de las características y propiedades de los combustibles forestales es un reto en el campo del manejo y ecología del fuego (Arellano y Castillo, 2014; Sandberg et al., 2001); en especial los estudios relacionados con la inflamabilidad de los combustibles forestales vivos y muertos, que permitan contar con información complementaria para complementa una serie de actividades como la evaluación y modelaje de incendios forestales y sus efectos potenciales para la biodiversidad (Sandberg et al., 2001), la planificación de tratamientos de quema prescrita y control mecánico de combustibles (Agee y Skinner, 2005), y principalmente contribuya en la toma de decisiones para la prevención y combate de incendios.

De acuerdo con el Ministerio del Ambiente de Ecuador (2016), los incendios forestales se han agudizado en los últimos años, ocasionando daños graves en los ecosistemas naturales, así como problemas sociales, económicos y ecológicos en diferentes provincias del país. Esto ha afectado grandes extensiones de vegetación, un caso particular es el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” ubicado en el cantón y ciudad de Loja, que en los últimos 10 años se han registrado incendios que han afectado a zonas importantes de este. El último registro de incendio forestal fue reportado en el año 2017, donde se produjo un incendio de tipo superficial y moderado, afectando principalmente los recursos flora y suelo de páramo antrópico y parte del matorral andino de la microcuenca Los Nogales (Sarango-Cobos et al., 2019).

Bajo este contexto, la investigación tuvo como objetivo determinar bajo condiciones de laboratorio características de inflamabilidad y su respectiva categoría para especies representativas del matorral andino del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”

■ Materiales y Métodos

Área de estudio

Las especies vegetales fueron seleccionadas del matorral andino ubicado en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” (PUFVC) (Figura 1), Ciudadela Universitaria “Guillermo Falconí Espinosa”, parroquia San Sebastián, cantón y provincia de Loja, con una superficie de 99 ha aproximadamente, localizado en un rango altitudinal entre 2 130 a 2 520 m s.n.m con una temperatura media anual de 16,6 °C, precipitación total anual de 955 mm, humedad relativa de 71,6 % (Aguirre y Yaguana, 2014). Los ensayos de inflamabilidad se realizaron en espacios anexos al laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Nacional de Loja.

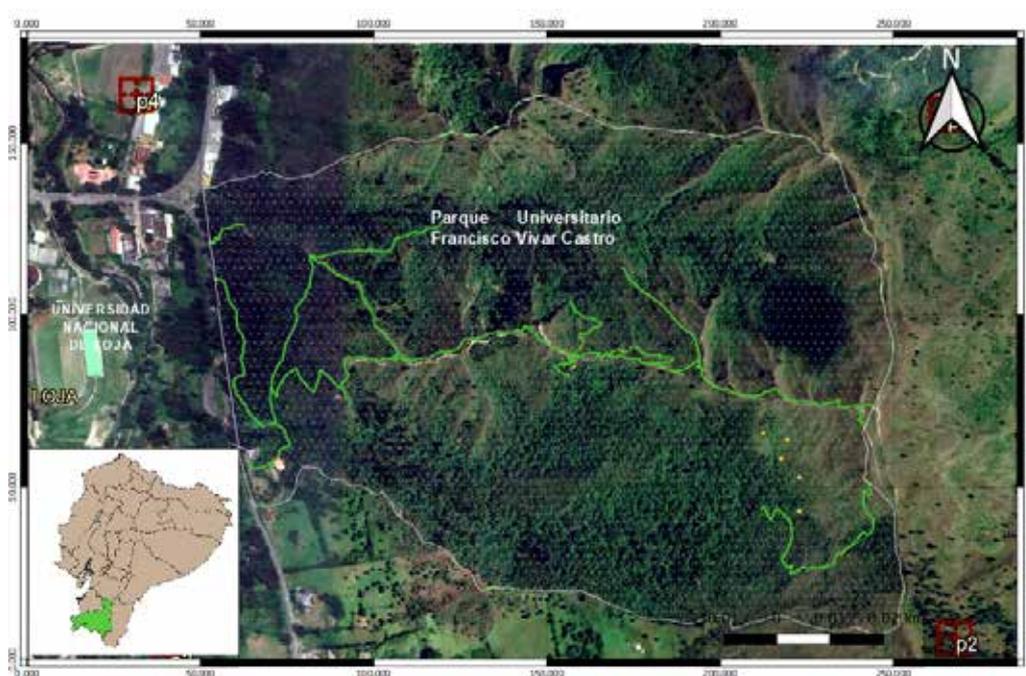


Figura 1. Ubicación del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro” y las parcelas de donde se colectó el material vegetal.

Selección de especies vegetales

Las especies del matorral andino seleccionadas para determinar su inflamabilidad fueron las que definen la estructura de este ecosistema, es decir son las más abundantes y de mayor importancia ecológica (Muñoz-Chamba et al., 2022). Las especies seleccionadas fueron: *Lepechinia mutica*, *Dendrophorbium scytophyllum*, *Pappobolus acuminatus*, *Baccharis latifolia* y *Gynoxyx nitida*. En la Tabla 1 se presentan características estructurales de las especies mencionadas.

Tabla 1. Parámetros estructurales de las cinco especies del matorral andino seleccionadas para determinar su inflamabilidad.

Especie	Familia	Densidad (ind/ha)	Densidad relativa (%)	Frecuencia relativa (%)	IVIs (%)
<i>Lepechinia mutica</i> Benth.	Lamiaceae	1875	48,70	10,00	29,35
<i>Dendrophorbium scytophyllum</i> Kunth	Asteraceae	1345	34,94	10,00	22,47
<i>Pappobolus acuminatus</i> S.F.Blake	Asteraceae	135	3,51	8,00	5,75
<i>Baccharis latifolia</i> Ruiz y Pav.	Asteraceae	75	1,95	2,00	1,97
<i>Gynoxyx nitida</i> Muschl.	Asteraceae	40	1,04	4,00	2,52

Nota. IVIs: Índice de valor de importancia simplificado.

Fuente: Muñoz-Chamba et al. (2022).

Diseño de muestreo y tamaño de la muestra

Mediante un muestreo aleatorio se escogieron 10 individuos de cada una de las especies seleccionadas, en igual estado fenológico. De cada individuo, se colectó 100 gramos de material vegetal compuesto de hojas verdes (vivas) que incluyeron las ramillas terminales y laterales con un diámetro menor a 6 mm.

Cálculo del contenido de humedad de las muestras

Las muestras colectadas en campo fueron trasladadas hacia el laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Nacional donde fueron colocadas en una estufa, a una temperatura de 55 °C, para su respectivo secado. Se registro su peso inicial y diariamente se monitoreó su peso hasta que estas entraron en equilibrio. El contenido de humedad en base húmeda fue calculado con la fórmula propuesta por Rochas (1994):

$$CH \% = \left(\frac{Ph - Ps}{Ph} \right) * 100$$

Donde:

CH% = Contenido de humedad en base húmeda

Ph = Peso húmedo (g)

Ps = Peso seco (anhidrido), después de ser secada en una estufa a 55 °C (g)

Características de inflamabilidad

Para las pruebas de inflamabilidad se utilizó muestras de cinco gramos de material seco, con 20 repeticiones, dando un total de 100 gramos secos por especie. Las características de inflamabilidad se evaluaron acorde a la metodología desarrollada por Hachmi et al. (2011). El método utilizado fue el de llama directa, que consistió en aplicar el fuego directamente al material vegetal hasta que entró en ignición. Este material fue colocado en una malla metálica de 15 x 15 cm, extendida de manera horizontal. Con la ayuda de una pistola termómetro láser se determinó la temperatura a la que las muestras entraron en ignición.

Las características de inflamabilidad que se evaluaron fueron: tiempo de ignición, sostenibilidad, combustibilidad y altura de llama (Tabla 2).

Tabla 2. Características de inflamabilidad evaluadas para las cinco especies del matorral andino

Características	Cálculo	Unidad	Interpretación
Tiempo de ignición (TI)	Cronómetro	s	TI: tiempo transcurrido desde que se expone la muestra a la fuente de calor hasta que esta entra en ignición (aparición de llama).
Sostenibilidad (TC)	$TC = t_f - t_i$	s	TC = sostenibilidad de los combustibles forestales (s) T _f = momento de la extinción de las llamas (s) T _i = momento en que se observa por primera vez la ignición. Iniciación de las llamas (s)
Combustibilidad (C)	$C_i = \frac{(W_f - W_i)}{(t_f - t_i)}$	g/s	C = combustibilidad (g/s) W _f = peso de la muestra antes de la ignición (g) W _i = peso final de la muestra después de la extinción de la llama (g) T _f = tiempo final de la llama al momento de su extinción (s) T _i = tiempo de ignición o aparición de la llama (s)
Altura de la llama (FH)	Regla graduada	cm	Altura máxima de las llamas medida desde la base hasta el punto máximo evidenciado en la regla graduada.

Fuente: Hachmi et al. (2011)

Categoría e índice de inflamabilidad

La categoría de inflamabilidad se calculó por medio del método de Hachmi et al. (2011), que proponen el cálculo de un índice de inflamabilidad (FI) considerando las características tiempo de ignición (TI), sostenibilidad (TC) y altura de la llama (FH), aplicando la fórmula 1.

$$FI = \left[\frac{TC+30-\frac{TI}{2}}{TI+10} \right] EXP \left[\frac{FH}{FH+40} \right]^2 \quad (1)$$

Con el valor del índice de inflamabilidad se determinó la categoría de inflamabilidad acorde a la información presente en la Tabla 3.

Tabla 3. Categorías de inflamabilidad acorde al valor del índice de inflamabilidad propuestos por Hachmi et al. (2011).

Categoría de inflamabilidad	Índice de inflamabilidad
Muy poco inflamable	$FI < 0,5$
Poco inflamable	$0,5 \leq FI < 1,5$
Moderadamente inflamable	$1,5 \leq FI < 2,5$
Inflamable	$2,5 \leq FI < 3,5$
Extremadamente inflamable	$3,5 \leq FI < 4,5$
Muy extremadamente inflamable	$4,5 \leq FI$

Fuente: Hachmi et al. (2011)

Análisis de la información

Las características de la inflamabilidad fueron analizadas por medio de estadísticas descriptivas como el promedio, error típico y coeficiente de variación. El contenido de humedad entre especies fue comparado por medio de un análisis de varianza. En el caso de las características de inflamabilidad entre especies, para conocer si existieron diferencias significativas entre estas, se aplicó la prueba no paramétrica Kruskal Wallis, porque los datos no presentaron una distribución normal y no tuvieron homocedasticidad de varianzas. Además, para saber cuál fue la especie que diferente del resto se aplicó la prueba test de Wilcoxon con una significancia de 0,05.

Resultados

Contenido de la humedad del combustible

El contenido de humedad del material vegetal de las especies del matorral andino varió entre el 60 a 75 % (Tabla 4), sin presentar diferencias estadísticas significativas (ANOVA, p-valor = 0,000; $\alpha = 0,05$).

Tabla 4. Valores del contenido de humedad para las especies representativas del matorral andino en el PUFVC.

Especie	CH (%)	ET (\pm %)	CV (%)
<i>Lepechinia mutica</i> Benth.	71,38 a	0,36	1,72
<i>Dendrophorbium scytophyllum</i> Kunth	75,53 a	0,36	1,64
<i>Pappobolus acuminatus</i> S.F.Blake	66,37 a	0,45	2,25
<i>Baccharis latifolia</i> Ruiz & Pav.	60,62 a	0,38	2,09
<i>Gynoxyx nítida</i> Muschl.	64,85 a	0,37	2,03

Nota: CH: contenido de humedad. ET: error típico. CV: coeficiente de variación. Especies que comparten letras similares (a) equivale a no diferencias estadísticas significativas.

Características de inflamabilidad

Las características de inflamabilidad como el tiempo de ignición, sostenibilidad, altura de la llama y combustibilidad para las especies representativas de matorral andino se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Valores de las características de inflamabilidad de las especies representativas de matorral andino.

Especies	Estadístico	TI (s)	TC (s)	FH (cm)	C (g/s)
<i>Lepechinia mutica</i> Benth.	Promedio	14,95	50,55	37,95	0,067
	Error típico	5,48	4,58	3,30	0,004
	Coficiente de variación (%)	164,19	40,60	38,99	29,070
<i>Dendrophorbium scytophyllum</i> Kunth	Promedio	6,20	26,35	42,05	0,150
	Error típico	0,60	3,68	2,48	0,030
	Coficiente de variación (%)	43,96	26,38	26,38	90,060
<i>Pappobolus acuminatus</i> S.F.Blake	Promedio	7,20	8,85	6,35	0,040
	Error típico	3,90	2,33	2,33	0,014
	Coficiente de variación (%)	242,64	164,39	164,39	114,150
<i>Baccharis latifolia</i> Ruiz & Pav	Promedio	8,20	47,60	48,40	0,070
	Error típico	1,53	4,83	4,82	0,008
	Coficiente de variación (%)	83,80	43,39	44,56	51,080
<i>Gynoxyx nítida</i> Muschl.	Promedio	7,20	68,10	40,05	0,062
	Error típico	0,42	4,35	1,95	0,003
	Coficiente de variación (%)	26,12	28,59	21,87	27,490

Nota: Tiempo de ignición (TI), TC: sostenibilidad, FH: Altura de la llama, C: combustibilidad.

El tiempo de ignición de las especies varió entre 6 y 14 segundos, siendo *Dendrophorbium scytophyllum* la especie que se incendió más rápido (6 segundos) y *Lepechinia mutica* la que requirió más tiempo (14 segundos). Al comparar los tiempos de ignición entre las especies, se encontraron diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$), como se muestra en la Figura 2.

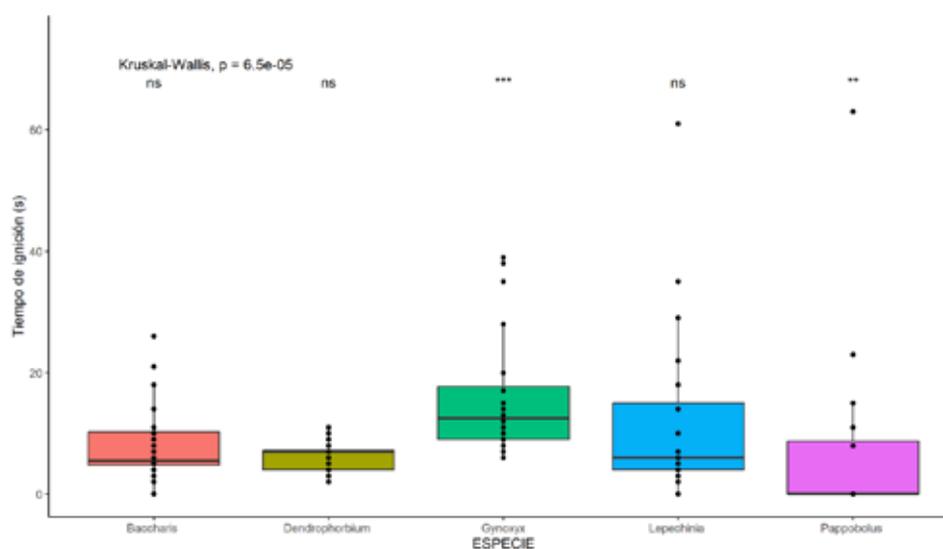


Figura 2. Distribución de valores del tiempo de ignición para especies representativas de matorral andino del PUFVC.

La duración promedio de la llama de las especies varió entre 8 y 69 segundos, siendo *Pappobolus acuminatus* la especie que se extinguió más rápido (8 segundos) y *Gynoxyx nitida* la que requirió más tiempo (69 segundos). Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre la duración de la llama de las especies ($p < 0,05$), como se muestra en la Figura 3.

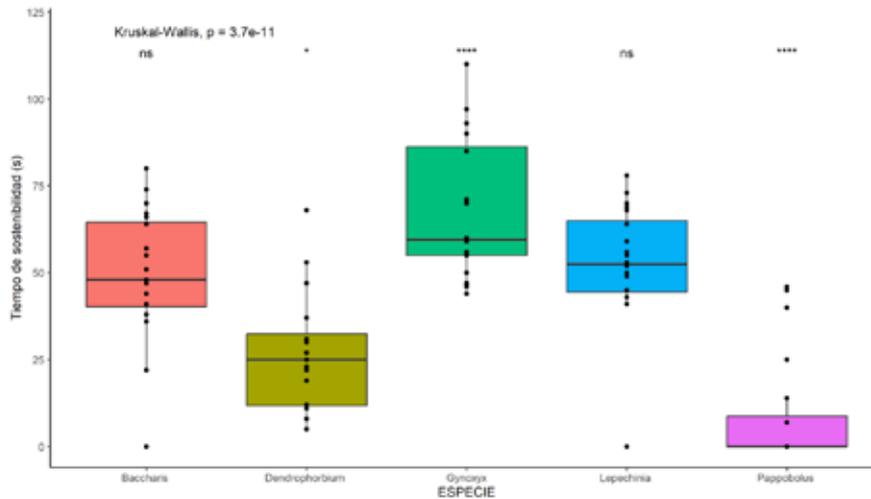


Figura 3. Distribución de valores de tiempos de sostenibilidad para especies de matorral andino del PUFVC.

La altura promedio máxima de la llama de las especies varió entre 6 y 49 cm, siendo *Pappobolus acuminatus* la especie con la llama más baja (6 cm) y *Baccharis latifolia* la que presentó las llamas más altas (49 cm). Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las alturas de llama de las especies, siendo *Pappobolus acuminatus* y *Baccharis latifolia* las únicas especies que se diferenciaron significativamente del resto ($p < 0,05$), como se muestra en la Figura 4.

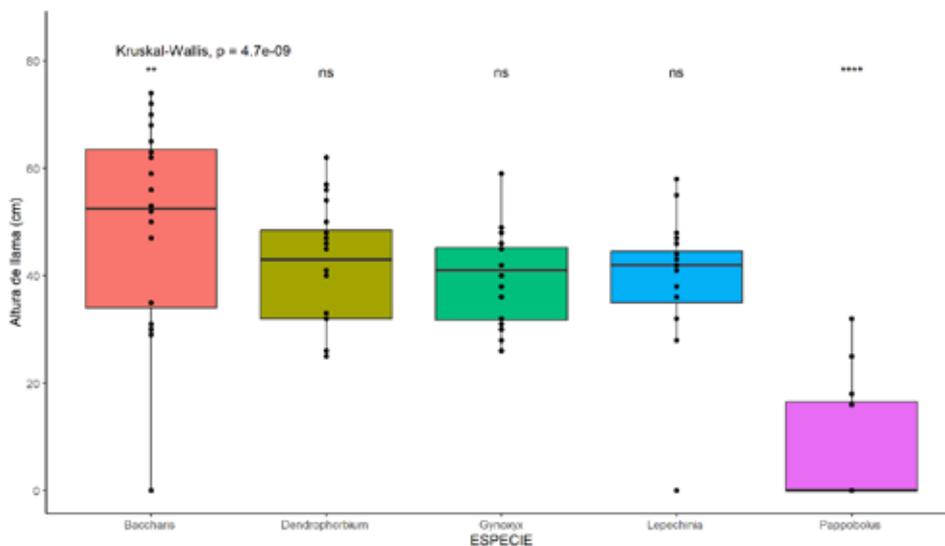


Figura 4. Distribución de valores de altura de llama para las especies de matorral andino del PUFVC

La combustibilidad promedio de las especies varió entre 0,04 y 0,15 gramos por segundo, siendo *Pappobolus acuminatus* la especie con la menor combustibilidad (0,04 gramos por segundo) y *Dendrophorbium scytophyllum* la que presentó la mayor combustibilidad (0,15 gramos por segundo). Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre la combustibilidad de las especies ($p < 0,05$), como se muestra en la Figura 5.

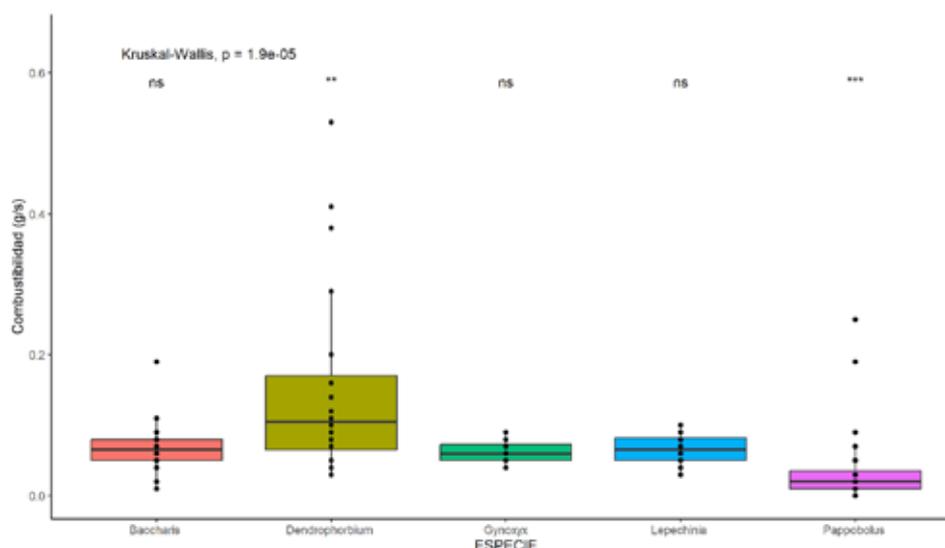


Figura 5. Distribución de valores de combustibilidad para las especies de matorral andino del PUFVC.

Categorías e índice de inflamabilidad

Las categorías de inflamabilidad de las especies vegetales representativas de matorral andino se presentan en la Tabla 6. La categoría predominante fue muy extremadamente inflamable para cuatro especies y una con categoría de poco inflamable.

Tabla 6. Índice y categoría de inflamabilidad para especies representativas del matorral andino del PUFVC.

Especie	Índice de inflamabilidad	Categoría de inflamabilidad
<i>Lepechinia mutica</i> Benth.	10,86	Muy extremadamente inflamable
<i>Dendrophorbium scytophyllum</i> Kunth	9,45	Muy extremadamente inflamable
<i>Pappobolus acuminatus</i> S.F.Blake	1,17	Poco inflamable
<i>Baccharis latifolia</i> Ruiz & Pav	12,79	Muy extremadamente inflamable
<i>Gynoxyx nítida</i> Muschl.	14,89	Muy extremadamente inflamable

Discusión

Contenido de humedad del combustible

El cálculo y conocimiento del contenido de humedad de los combustibles es de vital importancia, ya que ejerce una influencia considerable sobre la combustión de las especies y la propagación de los incendios (Kane y Prat-Guitart, 2018). Los estudios han demostrado una alta variabilidad del contenido de humedad en combustibles vivos, tal como ocurrió con las especies representativas del matorral andino con valores de contenido de humedad entre 60 y 75 %, lo que obedece a la influencia de las características propias de las especies, condiciones de crecimiento, densidad básica (Rosales-Solórzano, 2019) y edad (Baeza et al., 2000).

En comparación con otros estudios, el contenido de humedad de las especies representativas del matorral andino fueron altos a los registrados para especies forestales de bosque andino del PUFVC (Muñoz-

Chamba et al., 2023). Esto puede deberse a que las especies de matorral retienen mayor humedad como respuesta a las condiciones del sitio (Kane y Prat-Guitart, 2018) y por las condiciones particulares en estructura del matorral andino (Muñoz-Chamba et al., 2022).

Adicionalmente, estos valores concuerdan con lo reportado por otros estudios, como Peterson et al. (2008) que reportaron contenidos de humedad del combustible vivo entre 55 y 75 % para matorrales del sur de California. Baeza et al. (2000) reportaron contenidos de humedad de 73 % para especies de matorral en etapas juveniles y 25 % en etapas maduras. Esto último podría sugerir que el matorral del PUFVC se encuentra en una etapa juvenil, pues esta área fue afectada por un incendio en 2017 (Sarango-Cobos et al., 2019) y su vegetación se encuentra en un proceso de recuperación (Muñoz-Chamba et al., 2022).

Características de inflamabilidad

El tiempo de ignición, considerado como el tiempo que demora un combustible en generar llama al estar expuesta a una fuente de calor (Hachmi et al., 2011, Behm et al. 2004), varió entre 6,2 s y 14,95 s, con *Dendrophorbium scytophyllum* como la que generó llama más rápido (6,2 s) y *Lepechinia mutica* la que generó llama más lento. Comparando con otras investigaciones, el tiempo de ignición de las especies de matorral andino es rápido a lo que reporta Vele (2023) y Alzate-Guarín et al. (2022) para especies arbustivas y arbóreas, tiempos lentos a lo que registra Magalhães y Schwilk (2012). Los tiempos de ignición rápidos encontrados para las especies de matorral andino pudiera obedecer a la presencia de compuestos químicos en el combustible vivo, los cuales favorecen a la inflamabilidad. Por ejemplo *Lepechinia mutica* que pertenece a la familia Lamiaceae se caracteriza por mostrar un alto contenido de fenoles (Lemjallad et al., 2019), lo que según Arancibia (2021), las altas concentraciones de aceites esenciales en el combustible vivo son considerados como impulsores de inflamabilidad.

En cuanto a la sostenibilidad, definida como el tiempo que tiene el combustible en sostener la llama (Behm et al., 2018, Behm et al. 2004), varió entre 8,85 s a 68,1 s, con *Pappobolus acuminatus* con la sostenibilidad más corta y *Gynoxyx nitida* con la duración de la llama más extendida. Al comparar con otras investigaciones, Alzate-Guarín et al. (2022) señala duraciones de la llama más cortos, Magalhães y Schwilk (2012) reporta sostenibilidades más extensas, lo que podría deberse a la liberación total de calor en respuesta al peso y cantidad de combustibles pues en los diferentes estudios se utilizan muestras entre 1 g a 450 g, aspectos que importantes en la predicción de efectos del fuego (Alzate-Guarín et al., 2022, Magalhães y Schwilk, 2012).

La combustibilidad, entendida como la velocidad de la combustión después de la ignición (Duane et al., 2019), varió entre 0,04 g/s y 0,15 g/s, con una variabilidad en el consumo del material combustible. Por ejemplo, para *Dendrophorbium scytophyllum* se consumió en su totalidad el material vegetal, lo que no ocurrió con *Pappobolus acuminatus* donde el material vegetal consumido fue parcial. Comparando con otras investigaciones, la combustibilidad de las especies del matorral andino fue alta a lo que reporta Muñoz-Chamba et al. (2023) para especies forestales de bosque andino; y, menores a lo señalado por Ormeño et al. (2009). Esta variabilidad podría obedecer a la cantidad de combustible utilizado en los ensayos, su origen (vivo o muerto) y su estructura (Duane et al., 2019).

La altura de llama, entendida como la distancia vertical máxima medida desde la base hasta la punta de dichas llamas (Adkins, 1986), presentó para las cinco especies del matorral valores promedios entre 6,35 cm hasta 48,4 cm, que en comparación al estudio de Magalhães y Schwilk, (2012) y Ormeño et al. (2009) podrían considerarse como bajos. Las diferencias encontradas entre especies y con otras investigaciones pudiera ser explicado por características del material combustible como la edad de las especies, disponibilidad y distribución del material (Hobbs y Gimingham, 1984).

Categoría de inflamabilidad

La inflamabilidad de las especies representativas de matorral andino estuvo marcada por la categoría muy extremadamente inflamable. En comparación con otros estudios, Alzate-Guarín et al. (2022) reportan que 11 especies se clasificaron desde “poco inflamable” hasta “altamente inflamable”, siendo esta última la categoría predominante. Dehane et al. (2017), por su parte, clasificaron a especies arbóreas y arbustivas como moderadamente inflamables.

Estos resultados demuestran que la inflamabilidad de las especies del matorral andino se centra en la categoría de muy extremadamente inflamable lo que señala que el matorral andino es un ecosistema muy inflamable. Sin embargo, es importante considerar que la presente investigación fue determinada bajo condiciones de laboratorio y con un tipo particular de combustible, por lo que bajo condiciones reales en territorio podría existir la influencia de características no consideradas como el tipo de densidad de la madera, retención de ramas secas, presencia de compuestos volátiles, distribución, tal como lo afirma Pausas (2017).

■ Conclusiones

Las pruebas de inflamabilidad realizadas bajo condiciones de laboratorio con combustible seco para las cinco especies representativas del matorral andino del PUFVC mostraron una variabilidad significativa en los valores obtenidos. Esta variabilidad sugiere que las especies de matorral andino presentan una diversidad de respuestas en cuanto a su inflamabilidad ante un incendio forestal.

La mayoría de las especies representativas del matorral andino del PUFVC (*Lepechinia mutica*, *Dendrophorbium scytophyllum*, *Baccharis latifolia* y *Gynoxyx nitida*) fueron clasificadas como muy extremadamente inflamables. La única excepción fue *Pappobolus acuminatus*, que fue clasificada como poco inflamable. Estos resultados sugieren que el matorral andino es un ecosistema muy inflamable, con un alto riesgo de incendios forestales y peligro para la biodiversidad.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Loja, Dirección General de Investigaciones, por el financiamiento del Proyecto de Investigación 01-DI-FARNR, intitolado: Procesos ecológicos de la vegetación en el Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”, UNL, Fase III, del cual se deriva el presente estudio. Asimismo, SE agradece al personal del equipo de investigación: director, docentes investigadores, técnicos y tesisistas, por su dedicación y esfuerzo.

Contribución de autores

Andrea Coronel, trabajos de levantamiento de información en campo, análisis e interpretación de la información, redacción del manuscrito.

Luis Muñoz-Chamba, dirección de la investigación, redacción, análisis e interpretación de la información, revisión y corrección del manuscrito.

Johana Muñoz, revisión y corrección del manuscrito.

Zhofre Aguirre, dirección del proyecto de investigación, revisión y corrección de la versión final.

Coronel, A., Muñoz-Chamba, L., Muñoz, J., Aguirre, Zh. (2024). Inflamabilidad de especies representativas en un matorral andino del sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 77-89. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2071>

■ Bibliografía

- Agee, y Skinner, C. (2005). (PDF) Basic principles of forest fuel reduction treatments. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.034>
- Aguirre, Z., y Yaguana, C. (2014). Parque universitario de educación ambiental y recreación Ing. Francisco Vivar Castro. Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador.
- Alzate-Guarín, F., Muñoz, L., y Amell, A. (2022). Evaluación preliminar de la inflamabilidad de algunas especies de plantas cultivadas en Colombia. *Hoehnea*, 49. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-49/2021>
- Arancibia, P. (2021). Inflamabilidad de especies nativas de los bosques chilenos. *Universidad técnica Federico Santa Maria*. <https://noticias.usm.cl/2021/07/28/proyecto-analiza-la-inflamabilidad-de-especies-nativas-de-los-bosques-chilenos/#:~:text=La%20investigaci%C3%B3n%20demostr%C3%B3%20tambi%C3%A9n%20que,especies%20predominantes%20del%20clima%20mediterr%C3%A1neo.>
- Arellano, L., & Castillo, C. (2014, 25 marzo). *Efecto de los incendios forestales no controlados en el ensamble de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque templado del centro de México*. [www.scielo.org. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532014000400015](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-34532014000400015)
- Baeza, M. J., Raventós Bonvehí, J., Escarré i Esteve, A., y Vallejo, R. (2000). Efecto de la estructura en matorrales de *Ulex parviflorus* de diferente edad en los tratamientos de roza y quema controlada: Implicaciones en el control del combustible. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 9, 199-210.
- Dehane, B., Hernando, C., Guijarro, M., y Madrigal, J. (2017). Flammability of some companion species in cork oak (*Quercus suber* L.) forests. *Annals of Forest Science*, 74(3), Art. 3. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0659-5>
- Duane, A., Brotons, L., Lerner, M., Fernández, M., Vila, B., Chacón-Labela, J., Pescador, D. S., y Lloret, F. (2019). *Análisis de escenarios, a corto y medio plazo, del riesgo de afección por incendios forestales para al menos veinticinco tipos de hábitat de bosque y matorral*.
- FAO, Food and Agriculture Organization (2007). Fire Management- Global assesment 2006. FAO forestry paper No. 151. Rome, Italy.
- Guarín, F., Muñoz, L., & Amell, A. (2022). Evaluación preliminar de la inflamabilidad de algunas especies de plantas cultivadas en Colombia. *Hoehnea* 49. <https://www.scielo.br/j/hoehnea/a/FZ5YWpcZW8xTBppSzyFzTfN/?format=pdf&lang=es>
- Hachmi, M., Sesbou, A., Benjelloun, H., El Handouz, N., y Bouanane, F. (2011). A Simple Technique to Estimate the Flammability Index of Moroccan Forest Fuels. *Journal of Combustion*, 2011, e263531. <https://doi.org/10.1155/2011/263531>
- Hobbs, R. J., y Gimingham, C. H. (1984). Studies on Fire in Scottish Heathland Communities II. *Post-Fire Vegetation Development on JSTOR*. <https://www.jstor.org/stable/2260069>
- Kane, J. M., & Prat-Guitart, N. (2018). Fuel Moisture. En S. L. Manzello (Ed.), *Encyclopedia of Wildfires and Wildland-Urban Interface (WUI) Fires* (pp. 1-13). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-51727-8_115-1

- Lemjallad, L., Chabir, R., Kandri, Y., El Ghadraoui, L., Ouazzani, F. y Errachidi, F. (2019). Improvement of Heliciculture by Three Medicinal Plants Belonging to the Lamiaceae Family. *The Scientific World Journal*, 2019, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2019/2630537>
- Magalhães, R. M. Q., y Schwilk, D. W. (2012). Leaf traits and litter flammability: Evidence for non-additive mixture effects in a temperate forest. *Journal of Ecology*, 100(5), 1153-1163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.01987.x>
- Manrique-Toala, T. O., Ramos-Rodríguez, M. P., Cruz-Rosales, G. E. D. L., Tigua-Pinela, Y. Y., & Pincay-
- Muñoz-Chamba, L., Ulloa, E., Muñoz, J., & Aguirre, Z. (2022). Composición y diversidad florística del matorral andino afectado por incendios forestales en el sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 12(2), 1-25. <https://doi.org/10.54753/blc.v12i2.1616>
- Muñoz-Chamba, L., Vele-Yauri, Y., Muñoz, J., & Aguirre, Z. (2023). Inflamabilidad de especies forestales representativas del bosque andino bajo condiciones de laboratorio. *Bosques Latitud Cero*, 13(2), 13(2): 56 - 69. <https://doi.org/10.54753/blc.v13i2.1882>
- Ormeño, E., Céspedes, B., Sánchez, I. A., Velasco-García, A., Moreno, J. M., Fernandez, C., y Baldy, V. (2009). The relationship between terpenes and flammability of leaf litter. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 471-482. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.019>
- Paton, D., Buergelt, P. T., Tedim, F., y McCaffrey, S. (2015). Chapter 1 - Wildfires: International Perspectives on Their Social—Ecological Implications (J. F. Shroder & D. B. T.-W. H. Paton Risks and Disasters (eds.); pp. 1–14). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-410434-1.00001-4>
- Pausas J.G., Keeley J.E., Schwilk D.W. (2017). Flammability as an ecological and evolutionary driver. *Journal of Ecology* 105: 289-297.
- Peterson, S., Roberts, D., y Dennison, P. (2008). Mapping live fuel moisture with MODIS data: A multiple regression approach. *Remote Sensing of Environment*, 112(12), 4272-4284. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.07.012>
- Ramos-Rodríguez, M., Coronel, O. G. P., González, A. J., Cevallos, C. G. C., Zúñiga, M. V. T., & Jalca, O. F. M. (2019). Comportamiento del fuego a escala experimental en una plantación de *Tectonagrandis* L.f. En Jipijapa, Manabí, Ecuador. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 14(1), 1-9. <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i1a5607>
- Rochas, L. (1994). Inflammabilité et indice de siccité de la bruyère arborescente et de l'arbousier. *Institut National de La Recherche Agronomique*.
- Rosales-Solórzano, E.R. (2019). Ecuaciones de niveles de humedad relacionada a la densidad básica de la madera de especies forestales tropicales en Madre de Dios, Perú. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 17(40). <https://doi.org/10.18845/rfmk.v17i40.4905>
- Sandberg, D. V., Ottmar, R. D., & Cushon, G. H. (2001). Characterizing fuels in the 21st century. *International Journal of Wildland Fire*, 10(3 and 4), 381–387. <https://doi:10.1071/WF01036>
- Sarango-Cobos, J., Muñoz, J., Muñoz, L., y Aguirre, Z. (2019). Impacto ecológico de un incendio forestal en la flora del páramo antrópico del Parque Universitario “Francisco Vivar Castro”, Loja, Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 9(2), 101–114.

Diagnóstico socioeconómico de sistemas agroforestales en el recinto San Francisco de la parroquia El Anegado

Socioeconomic diagnosis of agroforestry systems in the San Francisco area of the El Anegado parish

Alfredo Jimenez-González^{1*}

Roberth Carvajal-Nunura²

Jahir Ponce-Muñiz²

Cesar Cabrera-Verdesoto¹

1. Docente Investigador de la Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Estatal del Sur de Manabí, Jipijapa, Ecuador.

2. Ingeniero Forestal, Universidad Estatal del Sur de Manabí. Jipijapa, Ecuador.

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

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2037>

Recibido: 20/09/2023

Aceptado: 18/12/2023

Resumen

Los sistemas agroforestales constituyen una alternativa para el desarrollo rural, es así que en la presente investigación se realizó un diagnóstico socioeconómico; se analizaron las fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas de los principales aspectos para poder rediseñar los sistemas agroforestales, considerando los conocimientos y necesidades del productor y propone el rediseño de los SAF como contribución al incremento, mejoramiento y diversificación de la producción de las fincas El Palmital y la Fortuna, en el recinto San Francisco de la parroquia El Anegado, provincia de Manabí. Los resultados indicaron que ambas fincas presentan diferencias respecto a su estructura y diversificación. El núcleo familiar está conformado por siete miembros, los padres, tres hijos y dos nietos; las edades oscilan entre 18 y 64 años. El mayor uso de tierra en El Palmital es de área sembrada 74,23 % (1,80 ha), en cambio en La Fortuna predominó la superficie no agrícola 55,88 % (0,95 ha). Entre las propuestas de ajustes para el rediseño de las fincas objeto de estudio se presentan: establecimiento de un sistema de riego por goteo en los cultivos perennes, aprovechamiento y comercialización de productos forestales no maderables, replante y protección de las plántulas de especies leñosas en las cercas vivas, a saber, *Inga spectabilis* (Vahl) Will. y *Handroanthus chrysanthus* (Jacq.) SO Grose, podas para reducir el exceso de sombra, raleos fitosanitarios, diversificación de cultivos perennes, realizar terrazas en pendientes elevadas, para controlar la erosión hídrica, mejorar la infiltración y aumentar la disponibilidad del agua del suelo.

Palabras clave: Agroforestería, comunidad, familia, conservación, especies, rural.

Abstract

Agroforestry systems constitute an alternative for rural development, so in this investigation a socioeconomic diagnosis was made; the strengths, opportunities, weaknesses and threats of the main aspects were analyzed in order to redesign the agroforestry systems, considering the knowledge and needs of the producer and proposes the redesign of the SAF as a contribution to the increase, improvement and diversification of the production of the farms. Palmital and La Fortuna, in the San Francisco precinct of El Anegado parish, province of Manabí. The results indicated that both farms present differences regarding their structure and diversification. The family nucleus is made up of seven members, the parents, three children and two grandchildren; ages range from 18 to 64 years. The largest use of land in El Palmital is the planted area 74,23% (1,80 ha), while in La Fortuna the non-agricultural area predominated 55,88% (0,95 ha). Among the proposals for adjustments for the redesign of the farms under study are: establishment of a drip irrigation system for perennial crops, use and marketing of non-timber forest products, replanting and protection of seedlings of woody species in the live fences, namely *Inga spectabilis* (Vahl) Will. and *Handroanthus chrysanthus* (Jacq.) SO Grose, pruning to reduce excess shade, phytosanitary thinning, diversification of perennial crops, terraces on high slopes, to control water erosion, improve infiltration and increase the availability of soil water.

Keywords: Agroforestry, community, family, conservation, species, rural.

Introducción

“La naturaleza compleja de los sistemas de cultivo y de las fincas exige un diagnóstico de los ámbitos biofísico, agroforestal y humano (social y económico) (Somarriba, 2009, p. 11). La etapa de diagnóstico ofrece una visión de la finca; del finquero y del grupo familiar; del entorno biofísico, económico y social; del componente leñoso dentro de la finca; y de las oportunidades y limitaciones que lo acompañan” (López, 2014, p. 19).

El diagnóstico de sistemas agrícolas surge en los años 70 y en sus inicios constituyó una parte esencial en la investigación y mejoramiento convencional de los sistemas agrícolas, para su descripción y análisis, identificar sus limitaciones y sus causas, las potencialidades o posibles soluciones para mejorar su funcionamiento (García, 1999).

El objetivo del diagnóstico biofísico es identificar las oportunidades y limitaciones de la finca para practicar la agroforestería. Al respecto Somarriba (2009) explica que: en el diagnóstico biofísico: 1) se visualiza la finca en superficies; 2) se mapean los sitios especiales de la finca; 3) se reconstruye la historia de uso de la tierra, especialmente en las áreas con poblaciones arbóreas importantes; y 4) se listan las principales oportunidades y limitaciones de la finca y de su entorno ambiental (p. 12).

En el diagnóstico biofísico el equipo analista evalúa las características biológicas y físicas de la finca y de sus usos de la tierra, identificando las oportunidades que estos ofrecen para mejorarlos agroforestalmente (López, 2014, p. 10).

A decir del diagnóstico social y económico, su propósito es determinar los objetivos, visión al futuro, oportunidades y limitaciones del grupo familiar, de la finca y de sus sistemas de producción. Se requieren varios niveles de análisis” (Somarriba, 2009, p. 14).

Por otra parte, se describe al diseño como, la definición y evaluación de las alternativas de solución o innovación tecnológica, recomendadas para mejorar el desempeño del sistema agroforestal. Esta búsqueda y definición se puede abordar por los técnicos que realizan el diagnóstico, o participativamente por los productores y técnicos, a partir de la observación del SAF (Gutiérrez y Fierro, 2006, p. 18).

La Planificación Agroforestal de Fincas (PAF) permite confeccionar un conjunto de decisiones basadas en el análisis de los objetivos del proyecto, para lograr las metas de manera eficiente. Es una técnica que combina el diagnóstico y el diseño agroforestal, donde se realizan varias visitas de campo para determinar las fortalezas y debilidades del sitio, con el fin de elaborar una propuesta que se adapte a las condiciones de cada finca, optimizando el espacio para generar mayores ingresos al propietario (Somarriba, 2009, como se citó en Garro, 2020, p. 14).

Para el diseño y establecimiento de agroecosistemas de producción sostenible, deben tomarse en cuenta las necesidades locales, las condiciones socio-económicas de la zona y el valor cultural que los habitantes locales dan a sus recursos naturales (Ramos, Del Amo y Arévalo, 1996).

La presente investigación fue realizada en dos fincas del recinto San Francisco de la zona Sur de la provincia de Manabí, Ecuador y el objetivo fue diagnosticar los beneficios socioeconómicos que brindan los sistemas agroforestales (SAF) y también se hace una propuesta de rediseño de los SAF como contribución al incremento, mejoramiento y diversificación de la producción de las fincas El Palmital y La Fortuna.

■ Materiales y Métodos

Ubicación del área de estudio

San Francisco es un recinto que pertenece a la Parroquia rural El Anegado del cantón Jipijapa en la provincia de Manabí (Figura 1), abarca 121,96 km², limita al norte con la parroquia La América, al sur y este con el cantón Paján y al oeste con la parroquia Julcuy (Gobierno Autónomo Descentralizado [GAD] Parroquial de El Anegado, 2019).

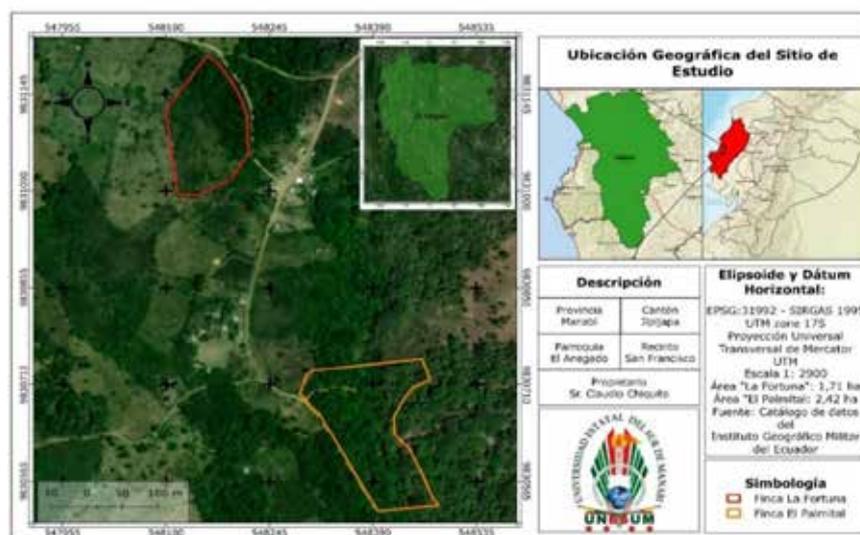


Figura 1. Georreferenciación del recinto San Francisco y las fincas La Fortuna y El Palmital.

Metodología

Previo al diagnóstico que se presenta a continuación, se realizó un inventario de las especies vegetales en las Fincas El Palmital y La Fortuna, según lo describieron Jiménez *et al.*, (2023), de acuerdo con esos autores, el estudio comprendió la identificación de las plantas presentes en las fincas con el fin de determinar la diversidad. Se realizaron recorridos de campo, con la participación del propietario de las fincas objeto de estudio, se identificaron las especies y se recogió información sobre su uso y manejo, entre febrero y marzo de 2022.

Para el muestreo se utilizó el método de transectos, según los criterios de Mostacedo y Fredericksen, (2000) y Hernández *et al.*, (2019), quienes mencionan que el método de los transectos es ampliamente utilizado por la rapidez con que se mide y por la mayor heterogeneidad con que se muestrea la vegetación (Jiménez *et al.*, 2023). Los resultados de aquel estudio reflejan que, el mayor uso de tierra en la finca El Palmital es de área sembrada 74,23 % (1,80 ha) y en La Fortuna predominó la superficie no agrícola 55,88 % (0,95 ha).

Sobre la base de los criterios antes expuestos se realizó un diagnóstico de los beneficios socioeconómicos que brindan los sistemas agroforestales en las fincas, para lograr una visión general de los factores de producción y factores externos (mercados, comercialización, precios, asistencia técnica y legislación forestal), todo lo cual pueden afectar las decisiones en el manejo de las fincas.

La información del mismo se obtuvo en base a la metodología establecida por Somarriba y Calvo (2001). La encuesta socioeconómica se centró en recopilar información sobre las familias propietarias de fincas en la región, incluyó datos personales del padre y la madre, como nombre, edad, lugar de nacimiento, idiomas hablados, y actividades laborales pasadas y presentes. También se indagó sobre la composición familiar, incluyendo el número total de miembros, su parentesco, edad, lugar de nacimiento, nivel educativo y situación laboral, así como detalles sobre la migración de miembros familiares y sus razones. Se preguntó sobre la proyección futura de la familia, incluyendo posibles cambios de actividad, búsqueda de ingresos adicionales o emigración. Además, se recopiló información sobre las características de la finca, como el número de lotes, ubicación, superficie total y sembrada, áreas vacías, caminos, y la titularidad de la propiedad. Se evaluó la disponibilidad y modalidad de pago de la mano de obra, tanto familiar como no familiar, y se detallaron la infraestructura de la vivienda y servicios básicos disponibles, como tipo de vivienda, acceso a agua potable, electricidad y servicios higiénicos.

La segunda parte de la encuesta se enfocó en la infraestructura productiva de la finca y las perspectivas de desarrollo. Se indagó sobre las herramientas y equipos disponibles, planes de mejora y expansión de cultivos, y la explotación de madera. Además, se recopiló información sobre la toma de decisiones en el manejo de la finca, las expectativas futuras, el acceso a préstamos y la disponibilidad de un huerto casero familiar. Esta encuesta proporciona una visión integral de las condiciones socioeconómicas y de las prácticas agrícolas de las familias en la región, lo que es crucial para el diagnóstico y la planificación de sistemas agroforestales sostenibles y eficientes.

El modelo de la ficha que se utilizó se elaboró sobre la base de lo descrito por Vega (2005). Para detallar las superficies, líneas y áreas con características especiales que influyen la selección, manejo y productividad de cada superficie en las fincas se elaboraron croquis para tener una mejor visión de cómo están organizados los sistemas productivos (Segura *et al.*, 2007). Los croquis se realizaron en primer lugar a mano alzada durante el recorrido de las fincas, posteriormente se diseñó de manera digital utilizando el software libre QGIS Versión 3.16.6. para Windows (QGIS, 2022).

Propuesta del rediseño de los SAF como contribución al incremento, mejoramiento y diversificación de la producción de las fincas

Con los resultados del diagnóstico se analizaron los diseños agroforestales que se pueden aplicar en las fincas, los mismos que se formularon en base al modelo utilizado por Vega (2005); Solarte, Montes y Paz (2019) que se fundamenta en un análisis FODA del productor y su familia para la toma de decisiones al rediseñar los sistemas productivos de la finca.

En base a las consideraciones anteriores se determinaron los diseños agroforestales con relación a la contribución del conocimiento del agricultor, también se tomaron en cuenta las condiciones y necesidades actuales en las fincas.

Resultados

Resultados del diagnóstico de los beneficios socioeconómicos que brindan los sistemas agroforestales El Palmital y La Fortuna

Los resultados del diagnóstico de las fincas objeto de estudio del recinto San Francisco presentan varias diferencias respecto a su estructura y diversificación. A continuación, se analizan con más detalles los resultados de las condiciones socioeconómicas obtenidos del diagnóstico.

Aspectos generales del productor

El propietario de las fincas, el señor Claudio Chiquito, se dedica a la producción agrícola en su totalidad, el mismo manifiesta que ha sido agricultor toda su vida, además no pretende cambiar de actividad, no obstante, considera la posibilidad de buscar ingresos extras.

Actualmente es presidente de los agricultores del recinto San Francisco y de los escenarios cafetaleros de Jipijapa ante la cámara de comercio. Al ser el jefe de la familia es quien toma las decisiones respecto al manejo de las fincas, en relación con la tenencia de tierras, éste no cuenta con título de propiedad y tampoco tiene acceso a préstamos.

La familia

El núcleo familiar está conformado por siete miembros, los padres, tres hijos y dos nietos, de los cuales solo la madre es procedente de la ciudad Jipijapa, mientras que los demás son originarios del recinto San Francisco, además se detalla que la hija mayor fue la única integrante que emigró de la localidad (Tabla 1).

Tabla 1. Detalle de los miembros de la familia Chiquito-Pincay

Parentesco	Nombre	Edad (años)	Escolaridad	Ocupación
Padre	Claudio Chiquito	63	Primaria	Agricultor
Madre	Haydeé Pincay	64	Primaria	Ama de casa
Hija	Diana Chiquito	38	Primaria	Ama de casa
Hijo	Pedro Chiquito	34	Primaria	Asistente técnico en limpieza de maquinaria en camaroneras
Hija	Elisa Chiquito	20	Secundaria	Estudiante
Nieto	Anthony Chiquito	20	Primaria	Apoyo de labores en la finca
Nieto	Lester Chiquito	18	Secundaria	Estudiante

Como se observa en la Tabla 1, de los siete miembros de la familia dos de ellos presentan un nivel de escolaridad de educación secundaria (colegio). La mayoría de los integrantes dependen económicamente del jefe del hogar a excepción de los hijos mayores.

Infraestructura y servicios básicos de la vivienda

En la Figura 2 se presenta una imagen de la estructura de la vivienda del propietario de las Fincas objeto del estudio.



Figura 2. Vivienda del propietario y su familia

De acuerdo con lo que se observa en la Figura 2, el propietario cuenta solo con vivienda en el pueblo, la misma que está construida con madera y techo de zinc, el área de la casa es de 54 m². Respecto a los servicios básicos cuenta con agua potable, electricidad, internet, cocina de gas, cocina de leña (horno) y letrina.

Características de la infraestructura productiva de las fincas y mano de obra

A decir de las características de la infraestructura, ambas fincas cuentan con herramientas y equipos como machete, pico, rastrillo, carreta, palas, bomba (de motor y de aire), azada, abre hoyos, serrucho para podar y moto guadaña. Según refirió el sr Chiquito en la entrevista realizada, el tiempo de tenencia de la finca El Palmital es de aproximadamente dos años, mientras que para la finca la Fortuna es de 20 años. Además, el tiempo de permanencia del agricultor en la zona es de 63 años. En las propiedades de producción solo se emplea la mano de obra familiar en las diferentes actividades que se realizan. No obstante, en ocasiones se contrata personal para hoyado y plantación de nuevos cultivos para el mejoramiento de los sistemas productivos.

Uso de tierras y superficies de las fincas

La finca El Palmital tiene un área total de 2,42 ha, los usos principales de la tierra son: área sembrada 74,23 % (1,80 ha), área no agrícola 22,27 % (0,54 ha) y camino 3,51 % (0,085 ha). En la Figura 3 se muestra el croquis de la finca El Palmital con su respectiva distribución.

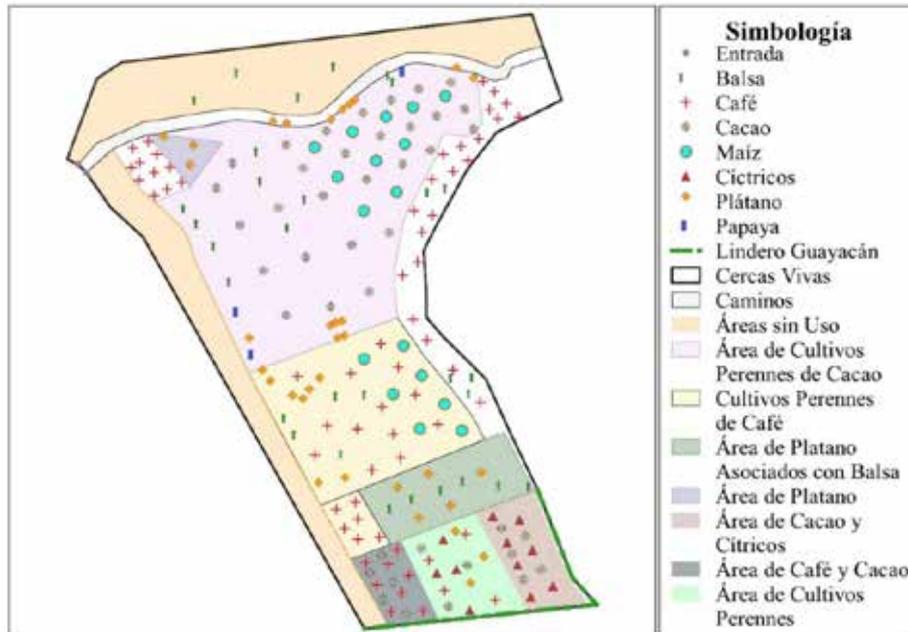


Figura 3. Croquis de la finca El Palmital

Los cultivos que se presentan en mayor proporción respecto al área sembrada son cultivos perennes y los más representativos son el cacao y el café, mientras que los cítricos y plátanos están en menor proporción. No obstante, en temporada de invierno se cultiva maíz. Cabe mencionar que los cultivos se encuentran asociados con especies arbóreas maderables y no maderables de valor comercial.

La finca La Fortuna presenta cercas vivas de especies arbóreas y arbustivas, así como árboles dispersos en las áreas no agrícolas (Figura 4).

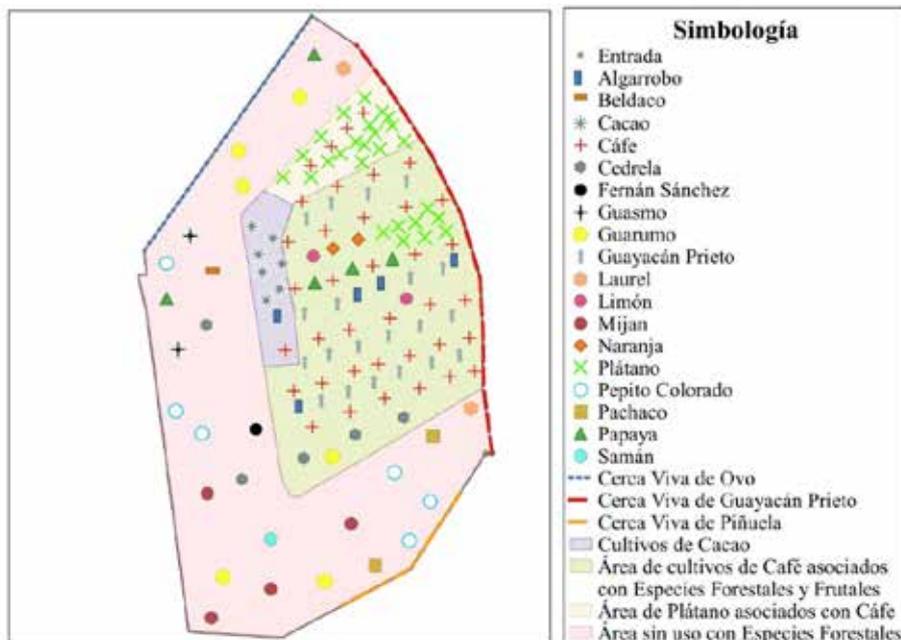


Figura 4. Croquis de la finca La Fortuna

Tal como se muestra en la Figura 4, el área total de esta finca es de 1,70 ha, sus principales usos de la tierra son: área sembrada 44,12 % (0,75 ha), área no agrícola con presencia de especies forestales 55,88 % (0,95 ha). Cabe mencionar que esta finca no cuenta con caminos principales. Los cultivos con mayor presencia en el área sembrada de la finca La Fortuna son cultivos perennes, siendo el plátano y el café los más representativos, las asociaciones se dan con especies forestales maderables y no maderables de importancia económica.

Ingresos económicos del productor y su familia

Los ingresos económicos de la familia Chiquito Pincay presentan un promedio anual de \$ 845,00. De estos ingresos \$ 3 440,00 corresponden a gastos básicos (alimentación, indumentaria, medicina y educación), por otra parte \$ 500,00 son destinados a gastos no básicos (mejoras de la finca), en este caso se contrata mano de obra para las respectivas mejoras, no gasta en herramientas debido a su participación en proyectos vinculados a la comunidad con instituciones públicas y privadas.

Además, el señor Claudio Chiquito mencionó que genera ingresos extras con la venta y alquiler de terrenos para cultivos, potreros, así mismo, es importante indicar que el productor posee otros sistemas de producción, los cuales ayudan a cubrir las necesidades financieras.

Resultados de la propuesta del rediseño de los SAF como contribución al incremento, mejoramiento y diversificación de la producción de las fincas

Los resultados del análisis FODA de las fincas caracterizadas se muestran en la Tabla 2, la información recolectada favoreció el planteamiento de las alternativas de mejoramiento y manejo de las fincas.

Tabla 2. Matriz FODA de las fincas El Palmital y La Fortuna

FODA	Fincas	
	El Palmital	La Fortuna
Fortalezas	<ul style="list-style-type: none"> -Cultivos de alta calidad varietal -Tierras productivas -Producción cafetalera y cacaofera -Poca presencia de plagas y enfermedades -Disponibilidad de mano de obra familiar -Conocimiento de prácticas y técnicas sostenibles en los cultivos 	<ul style="list-style-type: none"> -Tierras productivas -Producción cafetalera - Cultivos de alta calidad varietal -Disponibilidad de mano de obra familiar -Poca presencia de plagas y enfermedades -Conocimiento de prácticas y técnicas sostenibles en los cultivos
Oportunidades	<ul style="list-style-type: none"> -Ubicación estratégica de la finca para el transporte de los productos -Cuenta con insumos y herramientas para el desarrollo de las actividades -Apoyo de instituciones a través de proyectos 	<ul style="list-style-type: none"> -Ubicación estratégica de la finca para el transporte de los productos -Cuenta con insumos y herramientas para el desarrollo de las actividades -Apoyo de instituciones a través de proyectos
Debilidades	<ul style="list-style-type: none"> -Muerte de plántulas de la cerca viva (por quemadas incontroladas) -Déficit del recurso hídrico para abastecer los cultivos -Falta de aprovechamiento y comercialización de productos forestales no maderables (<i>Phytelephas aequatorialis</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> -Inadecuado aprovechamiento de espacios para cultivar -Déficit del recurso hídrico para abastecer los cultivos -Grado de pendiente elevada en varios espacios de la finca -Sombras que proyectan las leñosas al cultivo

FODA	Fincas	
	El Palmital	La Fortuna
Amenazas	<ul style="list-style-type: none"> -Falta de incentivos debido al limitado acceso a precios justos de los productos -Insuficiente atención de las instituciones a las propuestas que hace el agricultor sobre proyectos productivos -Factores climáticos adversos (sequía de 8 meses al año (1 333 mm al año). 	<ul style="list-style-type: none"> -Falta de incentivos debido al limitado acceso a precios justos de los productos -Insuficiente atención de las instituciones a las propuestas que hace el agricultor sobre proyectos productivos -Factores climáticos adversos (sequía de 8 meses al año (1 333 mm al año).

Los resultados del análisis FODA generado con los datos de las fincas caracterizadas en el recinto San Francisco determinaron las fortalezas con la finalidad de aprovechar las oportunidades, y plantear posibles soluciones a los problemas actuales y futuros en los sistemas productivos antes mencionados.

Recomendaciones o alternativas para el rediseño de los SAF

Las propuestas de mejoramiento para el rediseño de los SAF en las fincas objeto de estudio se muestran en la Tabla 3, las mismas fueron estructuradas considerando los criterios del productor y la situación actual según los resultados obtenidos del análisis FODA. Las recomendaciones consisten principalmente en prácticas de manejo de leñosas y cultivos aplicando tecnologías agroforestales; por lo tanto, las ventajas de las recomendaciones son: conservación de suelos, separación de cultivos, producción de madera y leña, mejor distribución de luz solar e incremento en la producción de los cultivos. Con esto se pretende evitar futuros problemas de competencia y aumentar los beneficios positivos en los sistemas agroforestales.

Tabla 3. Propuestas de ajustes para el rediseño de los sistemas productivos en el recinto San Francisco

Finca	Propuestas de Mejoramiento
El Palmital	Establecimiento de un sistema de riego por goteo en los cultivos perennes.
	Aprovechamiento y comercialización de los productos forestales no maderables de la especie <i>Phytelephas aequatorialis</i>
	Replante y protección de las plántulas de especies leñosas en las cercas vivas, con el fin de mejorar la delimitación del terreno, utilizando las especies <i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) SO Grose o <i>Inga spectabilis</i> (Vahl) Will.
La Fortuna	Podas de ramas que se extienden sobre los cultivos con el fin de reducir el exceso de sombra ya que en los SAF tienden a ramificarse. Además, realizar raleos fitosanitarios para favorecer el desarrollo de los mejores árboles tomando en cuenta la ubicación, densidad, forma y sanidad.
	Diversificación de cultivos perennes asociados con especies leñosas en las zonas sin uso. Se pueden establecer a una distancia recomendada especies como <i>Cordia alliodora</i> (6x6 m o 7x7 m) o <i>Inga spectabilis</i> (12x12 m) para sombrío en los cultivos de café o cacao según el criterio del agricultor.
	Realizar terrazas en los cultivos con pendientes elevadas, con el objetivo de controlar la erosión hídrica, reducir la velocidad del agua, mejorar la infiltración y contribuir al aumento de la disponibilidad del agua del suelo.

■ Discusión

Aspectos generales del productor. La familia

Respecto a la información recolectada del diagnóstico aplicado al propietario de las dos fincas estudiadas en el recinto San Francisco, en relación con los aspectos generales, el señor Claudio Chiquito se dedica a la agricultura en su totalidad; así mismo, es quien administra y toma las decisiones en el manejo de las fincas, además no cuenta con título de propiedad ni acceso a préstamos; por otra parte, el núcleo familiar está compuesto por cuatro hombres y tres mujeres, de los siete miembros de la familia cinco presentan un nivel de escolaridad primario y dos de nivel secundario.

Con referencia a lo anterior el estudio realizado por Becerra, Arellano y Pineda (2006) difiere acerca de la tenencia de tierras, mencionando que es propia; por otra parte, concuerda que el mayor porcentaje de miembros de las familias son del género masculino. En relación con este último, Lanz y Granado (2009) corroboran de igual manera que el género masculino tiene mayor presencia que el femenino, así mismo, ambos autores describen que el nivel de escolaridad del núcleo familiar es primario.

Infraestructura y servicios básicos de la vivienda

En lo referente a la infraestructura de la vivienda del productor en el recinto San Francisco se detalla que está compuesta de madera y zinc, además cuenta con los servicios básicos a excepción del alcantarillado. En el orden de las ideas anteriores los resultados obtenidos difieren de lo reportado por Becerra, Arellano y Pineda (2006), quienes mencionan que las viviendas están compuestas por techo de zinc y piso de cemento, no obstante, coincide en que las mismas poseen los servicios básicos a excepción del alcantarillado. Así mismo, los resultados concuerdan con Lanz y Granado (2009) quienes explican que las viviendas tienen buenas condiciones y un ambiente sanitario aceptable.

Características de la infraestructura productiva de las fincas y mano de obra

En las fincas estudiadas la mano de obra que se emplea es familiar, sin embargo, contrata personal para las actividades de siembra y cosecha, así mismo cuenta con las herramientas necesarias para llevar a cabo los respectivos trabajos. En relación con lo anterior estos resultados coinciden con los estudios realizados por Becerra, Arellano y Pineda (2006); Lanz y Granado (2009); Filho y de Melo (2014); y Mata, Rivero y Segovia (2018) quienes mencionan que la mano de obra familiar es la más utilizada para ejecutar pequeñas actividades en las fincas, en tanto que, en actividades de cosecha, entre otras se contrata mano de obra adicional.

Uso de tierras y superficies de las fincas

Los resultados del uso de tierras en la finca El Palmital denota que el mayor uso está destinado para el área sembrada, mientras que en La Fortuna predomina el área no agrícola; en El Palmital los cultivos más representativos son *Coffea arabica* (café) seguido de *Zea mays* (maíz) y *Theobroma cacao* (cacao), por otra parte, en La Fortuna prevalece el cultivo de *Coffea arabica* (café) seguido de la especie arbórea *Handroanthus billbergii* (guayacán morado).

Dadas las condiciones que anteceden, estos resultados se corroboran con el estudio realizado por Becerra, Arellano y Pineda (2006), donde mencionan que en estos sistemas agroforestales predomina el cultivo de café asociado con árboles para sombra. Por otra parte, Filho y de Melo (2014) difieren de los resultados obtenidos en el recinto San Francisco, ya que mencionan que en la Zona Norte y centro de la Amazonía Ecuatoriana existe mayor presencia de cultivos de cacao en los SAF, esto es notable debido a la preferencia del agricultor hacia estos cultivos.

Propuesta del rediseño de los SAF como contribución al incremento, mejoramiento y diversificación de la producción de las fincas

En relación con los resultados de la matriz FODA aplicada en los SAF, los estudios realizados por Dago (2019) y Urbina (2019) corroboran que mediante esta matriz se logra diagnosticar la situación actual del sistema productivo indicando las fortalezas con el propósito de aprovechar las oportunidades y, simultáneamente, atenuar o eliminar el efecto de las debilidades y amenazas actuales, y así definir pautas, estrategias y acciones que se deberían llevar a cabo en la zona de estudio.

Recomendaciones o alternativas para el rediseño de los SAF

Respecto a las recomendaciones agroforestales a implementar en la finca El Palmital se mencionó establecer un sistema de riego por goteo para los cultivos perennes asegurando una mejor producción. En este sentido Nello *et al.*, (2018), coinciden con lo recomendado en El Palmital, debido a la necesidad de agua para los cultivos en los sistemas agroforestales, es necesario el establecimiento de un sistema de riego por goteo que garantice un uso eficiente del escaso recurso.

Referente a los cultivos permanentes, Viñedos y Olivar (2018), concuerdan que los agricultores deben usar las técnicas de riego más eficientes disponibles como riego por goteo o evaporación reducida a través del riego nocturno.

En El Palmital se recomendó también aprovechar y comercializar los productos forestales no maderables de la especie *Phytelphas aequatorialis*. En este orden de ideas se puede citar los estudios de Valencia *et al.*, (2013) quienes concuerdan que los múltiples usos y principales productos comercializados de esta especie son la semilla (tagua) cosechada de las palmas hembras y las hojas (cade) cosechada de las palmas macho.

Con referencia a lo anterior los resultados concuerdan con lo reportado por Jiménez *et al.*, (2018), en la investigación relacionada con la comercialización de la tagua, demostraron que dicha especie es utilizada para su venta y consumo, además mencionan que los encuestados están de acuerdo que la venta de este producto es muy favorable.

También en El Palmital se recomienda el replante de especies leñosas en las cercas vivas para la delimitación del terreno utilizando las especies *Handroanthus chrysanthus* e *Inga spectabilis*. En este sentido, las especies recomendadas en el estudio difieren de lo reportado por otros autores como Soto, Jimenez y Lener (2008), debido a que, en las zonas cálidas, secas y semi húmedas es muy común ver cercas vivas alrededor de los cultivos y las especies más comunes utilizadas son *Gliricidia sepium* y especies del género *Erythrina*.

En consecuencia, lo antes descrito concuerda con lo mencionado por la Oficina Nacional Forestal [ONF] (2013), donde se utilizan especies forestales con diferentes usos como forrajeras, leña y maderables, tales como *Gliricidia sepium*, *Erythrina spp.*, *Inga spp.*, *Gmelina arborea*, *Cedrela spp.* y *Cordia alliodora*.

En el sistema agroforestal de la finca La Fortuna se recomendó realizar podas de ramas que se extienden sobre los cultivos y raleos fitosanitarios de los árboles y arbustos asociados con los mismos. En relación con este particular, lo recomendado concuerda con lo reportado por Checa, Ramos y Grijalva (2010); ONF (2013); Farfán (2014), quienes aseguran que las podas y raleos tienen por objetivo disminuir el efecto de sombra y aumentar la distribución de luz sobre los cultivos, también mencionan que al considerar los árboles por ralear se eliminan aquellos enfermos, torcidos o bifurcados.

También se sugiere diversificar cultivos perennes asociados con especies leñosas en las zonas sin uso en La Fortuna, utilizando especies como *Cordia alliodora* (6 m x 6 m o 7 m x 7 m) o *Inga spectabilis* (12 m x 12 m) para sombrío. En este aspecto, Somarriba (2002) coincide que los productores tratan de distribuir uniformemente la sombra para toda la plantación de café o cacao, para ello utilizan especies como *Inga spp.* así como *Cedrela odorata*, *Erythrina spp.* y *Gliricidia sepium*, además detalla las distancias preferidas en arreglos cuadrados que pueden ser de 6 m x 6 m y 10 m x 10 m.

De acuerdo con las consideraciones anteriores de lo recomendado en la finca La Fortuna, esto concuerda con la ONF (2013) quien explica que tradicionalmente se recomienda asociar los cultivos perennes con especies leguminosas de uso múltiple como *Inga spp.* (guabas) y árboles maderables como *Cordia alliodora* (laurel), así mismo menciona que se utilizan distancias entre 6 a 12 metros para árboles de sombra.

En este orden de ideas se puede citar el estudio realizado por Farfán (2013), que reporta la utilización de árboles como *Cordia alliodora* y *Eucalyptus grandis*, ya que generan buena entrada de luz al cultivo o poca sombra, sin embargo, difiere en el uso de *Inga edulis* debido a que desarrolla una copa densa que impide la entrada suficiente de luz para el desarrollo del cultivo.

En la finca La Fortuna también se recomendó la construcción de terrazas en los cultivos con pendientes elevadas, para mejorar la infiltración del agua en el suelo y controlar la erosión hídrica en la finca La Fortuna, esto concuerda con lo mencionado por Mendieta (2007) quien afirma que una de las técnicas para disminuir estos riesgos en áreas con pendientes pronunciadas son los cultivos en terrazas. En ese mismo sentido, corrobora con Narváez, Cruz y Sangerman (2020) quienes explican que las terrazas son parte fundamental del manejo agrícola debido a que otorga beneficios como el control del agua de lluvia, retención y control de arrastre de suelos que permite una fertilidad duradera.

■ Conclusiones

El diagnóstico socioeconómico aplicado refleja el estado actual de los sistemas productivos, el propietario y su familia. También posee en su mayoría plantaciones nuevas y aplica un nivel tecnológico medio debido a que no ejecuta de manera efectiva todas las prácticas silviculturales.

Los principales ingresos económicos se obtienen de los cultivos, principalmente del café, cacao y maíz, que en conjunto cubren la mayor parte de la superficie plantada en las fincas. Sin embargo, obtiene bienes como leña, madera, frutos y otros productos no maderables para consumo familiar.

El análisis de la matriz FODA es fundamental en el rediseño de los SAF permitiendo identificar los problemas principales de las fincas, además, con las alternativas propuestas se pretende mejorar la producción y economía del agricultor y su familia, las recomendaciones de mejoramiento deben ser adaptadas al alcance económico del productor y cubrir las necesidades respectivas identificadas en los sistemas productivos.

Jimenez-González, A., Carvajal-Nunura, R., Ponce-Muñiz, J., Cabrera-Verdesoto, C. (2024). Diagnóstico socioeconómico de sistemas agroforestales en el recinto San Francisco de la parroquia El Anegado. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 90 - 104. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2037>

Bibliografía

- Becerra, L., Arellano G., R., y Pineda, C. N. (2006). Diagnóstico agrosocioeconómico de las fincas cafetaleras de la microcuenca del río Monaicito, estado Trujillo-Venezuela. *Revista Geografica Venezolana* [en línea], 47(1), 11–28. Disponible en <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=347730363002%0A>>
- Checa, X., Ramos, R., y Grijalva, J. (2010). Caracterización de Sistemas Agroforestales (SAF's) en la Sub-Región Sierra Centro del Ecuador. *XII Congreso Ecuatoriano de La Ciencia Del Suelo* [en línea], 1–10. Disponible en <https://nanopdf.com/download/caracterizacion-de-sistemas-agroforestales-safs-en-la-sub-region-sierra_pdf>
- Dago, Y. (2019). Acciones para el manejo de especies bovinas con técnicas agroforestales en la unidad de producción “El Vaquerito.” *Revista Cubana de Ciencias Forestales* [en línea], 14(2), 162–170. Disponible en <<http://scielo.sld.cu/pdf/cfp/v7n2/2310-3469-cfp-7-02-162.pdf>>
- Farfán, F. (2013). Establecimiento de sistemas agroforestales con café. En Federación Nacional de Cafeteros de Colombia, *Manual del cafetero colombiano: Investigación y tecnología para la sostenibilidad de la caficultura* (Vol. 2, pp. 44–63). Cenicafé. <https://biblioteca.cenicafe.org/jspui/bitstream/10778/4330/1/cenbook-0026_18.pdf>
- Farfán, F. (2014). *Mantenimiento del componente arbóreo en sistemas agroforestales con café* (Gerencia técnica/ Programa de Investigación Científica Fondo Nacional del Café No. 440). Colombia: Cenicafé. <<https://biblioteca.cenicafe.org/bitstream/10778/486/1/avt0440.pdf>>
- Filho, V., y De Melo, E. (2014). *Agroforestería sostenible en la Amazonia ecuatoriana* (Serie técnica. Informe técnico/CATIE No. 398). Turrialba, Costa Rica: CATIE <https://www.researchgate.net/publication/271203962_Agroforesteria_Sostenible_en_la_Amazonia_Ecuatoriana>
- García, L. (1999). Diagnóstico Agroecológico de Sistemas Agrícolas. Centro de Estudios de Agricultura Sostenible. Universidad Agraria de la Habana. Cuba.
- Garro Chacón, L. E. (2020). *Diseño de un sistema agroforestal en fincas ecológicas de café para la conectividad de dos áreas protegidas en providencia de copey, costa rica* [Trabajo de grado, Instituto Tecnológico de Costa Rica]. <https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/12399/TFG_Luis_Garro_Chacón.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Gobierno Autónomo Descentralizado [GAD] Parroquial de El Anegado. (2019). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial 2019-2023*. <https://gadelanegado.gob.ec/manabi/wpcontent/uploads/2021/04/PDyOT_El_Anegado_2020-1.pdf>
- Gutiérrez, B., y Fierro, L. H. (2006). Diagnóstico y Diseño Agroforestal Participativo: Metodología. Estructuración de fincas modales en sistemas de producción agroforestal y silvopastoril en núcleos forestales vinculados a la cadena forestal, Colombia <https://repository.agrosavia.co/bitstream/handle/20.500.12324/17384/41810_44029.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Hernández, Santana, Y., Acosta, A., & Del Busto, A. (2019). Diversidad de especies arbóreas en escenarios de la agricultura urbana en el municipio de Pinar del Río. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 7(2), 212–224. Disponible en <http://scielo.sld.cu/pdf/cfp/v7n2/2310-3469-cfp-7-02-212.pdf>
- Jiménez González, A., Saltos Arteaga, E. E., Ramos Rodríguez, M. P., Cantos Cevallos, C. G., y Tapia Zúñiga, M. V. (2018). Aprovechamiento y potencialidades de uso de *Phytelephas aequatorialis* Spruce como producto forestal no maderable. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* [en línea], 6(3), 311–326. Disponible en <<http://cfores.upr.edu.cu/index.php/cfores/article/view/349>>

- Jiménez González, A., Carvajal Nunura, R. J., Ponce Muñiz, J. A., Cabrera Verdesoto, C. A., & Pinargote Choez, J. D. L. S. (2023). Inventario florístico en dos sistemas agroforestales del recinto San Francisco de la parroquia El Anegado. *Revista Cubana de Ciencias Forestales*, 11(1). Disponible en <http://scielo.sld.cu/pdf/cfp/v11n1/2310-3469-cfp-11-01-e772.pdf>
- Lanz, O., y Granado, Y. (2009). Diagnóstico agrosocioeconómico del sector cacao (*Theobroma cacao* L.) en Yaguaraparo, Municipio Cajigal, estado Sucre, Venezuela. *Revista Científica UDO Agrícola* [en línea], 9(2), 425–435. Disponible en <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3308578>.
- López Benítez, F. L. (2014). *Teoría de Diseño y Diagnóstico Agroforestal (D&D)*. CATIE. <https://docplayer.es/12814283-Tema-4-teoria-de-diseno-y-diagnostico-agroforestal-d-d-francisco-leonel-lopez-benitez-catedratico.html>
- Mata, D., Rivero, M., y Segovia, E. (2018). Sistemas agroforestales con cultivo de cacao fino de aroma: entorno socio-económico y productivo. *Revista Cubana de Ciencias Forestales* [en línea], 6(1), 103–115. Disponible en <http://cfores.upr.edu.cu/index.php/cfores/article/view/280>.
- Mendieta, M., & Rocha, L. (2007). *Sistemas Agroforestales*. Universidad Nacional Agraria. <https://repositorio.una.edu.ni/2443/>.
- Mostacedo, B. & Fredericksen, T. 2000. Manal de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Santa Cruz de la Sierra. Disponible en <http://www.bio-nica.info/Biblioteca/Mostacedo2000EcologiaVegetal.pdf>
- Narvaez, A. U., Cruz, A., y Sangerman, D. M. (2020). Servicios ambientales: sistema agroforestal tradicional con plantas de maguey pulquero en la Altiplanicie, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* [en línea], 11(8), 1957–1969. Disponible en <https://doi.org/10.29312/remexca.v11i8.2750>.
- Nello, T., Fonseca, F., Raes, L., Sanchún, A., Saborío, J., y Chacón, O. (2018). *Sistemas agroforestales de cacao. Guía técnica para la restauración en El Salvador*; 4. San José, Costa Rica: UICN-ORMACC. xii, p. 24. https://infofr.org/sites/default/files/2020-04/guia_tecnica_para_la_restauracion_en_el_salvador_sistemas_agroforestales_de_cacao.pdf
- Oficina Nacional Forestal (ONF). 2013. *Guía Técnica SAF para la implementación de Sistemas Agroforestales (SAF) con árboles forestales maderables*.
- QGIS.ORG, (2022). QGIS Geographic Information System. *QGIS Association*. <http://www.qgis.org>
- Ramos, P., Del Amo, R. y Arévalo, R. (1996). “Diversidad y tipos agroecosistemas: Consideraciones para diseño”. En Trujillo, F., De León, G., Calderón, A. y Torres, L. (Comp.), *Ecología aplicada a la agricultura, temas selectos de México*. Unidad Xochimilco: Editorial Universidad Autónoma Metropolitana. Pp. 119-125.
- Segura, M., Zuñiga, G., Araya, J., y Villegas, O. (2007). *Planificación Agroforestal de la Finca*. Proyecto “Promoviendo mercados sostenibles para MiPyMEs y productores rurales en Costa Rica (PROMES)”. <http://usi.earth.ac.cr/glas/sp/DocTecnicos/Promes/PimientaM4.pdf>
- Solarte, Z. Montes, C. Paz, J. (2019). Caracterización y diagnóstico de los sistemas productivos en la vereda San Roque, Morales – Cauca. *Revista Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* [en línea], 17(2), 24-35. Disponible en <DOI:<http://dx.doi.org/10.18684/bsaa.v17n2.1250>>
- Somarriba, E. (2002). Estimación visual de la sombra en cacaotales y cafetales. *Agroforestería En Las Américas* [en línea], 9(35), 86–94. Disponible en https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/6237/Estimacion_visual_de_la_sombra.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Jimenez-González, A., Carvajal-Nunura, R., Ponce-Muñiz, J., Cabrera-Verdesoto, C. (2024). Diagnóstico socioeconómico de sistemas agroforestales en el recinto San Francisco de la parroquia El Anegado. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 90 - 104. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2037>
- Somarriba, E.; y Calvo, G. (2001). *Planificación agroforestal de fincas*. Manual preparado para el curso de Maestría del CATIE. Turrialba, Costa Rica. 80 p.
- Somarriba, E. (2009). *Planificación Agroforestal de Fincas (PAF)*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE. <https://simas.org.ni/media/PAF_Libro_Impreso.pdf>
- Soto, L., Jimenez, G., y Lener, T. (2008). *Diseño de Sistemas Agroforestales para la Producción y la Conservación: Experiencia y Tradición en Chiapas* (Primera Ed). El Colegio de la Frontera Sur, ECOSUR. <https://www.researchgate.net/publication/284304882_Diseño_de_Sistemas_Agroforestales_para_la_Producción_y_la_Conservación_Experiencia_y_Tradición_en_Chiapas>.
- Urbina, S. (2019). *Evaluación de prácticas agroecológicas implementadas en seis fincas de la microcuenca Río El Gallo Municipio de San Pedro del Norte, Departamento Chinandega* [Trabajo de grado, Universidad Nacional Agraria]. <<http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/8048>>
- Valencia, R., Montúfar, R., Navarrete, H., y Balslev, H. (2013). Capítulo 13. *Phytelephas aequatorialis*. In *Palmas Ecuatorianas: biología y uso sostenible* (Primera Ed, pp. 186–201). <https://www.researchgate.net/publication/259823093_Capitulo_13_Tagua_Phytelephas_aequatorialis>.
- Vega Játiva, M. M. (2005). *Planificación Agroforestal participativa para el enriquecimiento de fincas cacaoteras orgánicas con especies leñosas perennes útiles, Alto Beni, Bolivia*. [Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)]. <<http://www.sidalc.net/repdoc/A0659e/A0659e.pdf>>.
- Viñedos, y Olivar. (2018). *Cultivos Permanentes* (Ficha técnica de biodiversidad). Fundación Global Nature Foods & Biodiversity.

Diversidad florística y estructura de la regeneración natural del bosque piemontano con intervención de manejo forestal en el sur de Ecuador

Floristic diversity and structure of the natural regeneration of piedmont forest with forest management intervention in southern Ecuador.

Tito Ramírez ^{1*} 
Deicy Lozano ² 

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

2. Carrera de Ingeniería Forestal. Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

Autor para correspondencia: tito.ramirez@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2034>

Recibido: 05/08/2023

Aceptado: 02/01/2024

Resumen

La regeneración natural es el proceso ecológico más importante para la renovación de los bosques a lo largo del tiempo. El presente estudio caracterizó la composición florística y estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque piemontano de Zamora Chinchipe. Se estratificaron áreas de bosque según el tiempo de sucesión posterior a la intervención de manejo forestal en cinco años (T5) y diez años (T10), y se estableció un área de referencia donde no se ha implementado actividades de manejo forestal (T0). Se evaluó la regeneración natural en: plántulas, brinzal y latizal. Se utilizó curvas de rarefacción de especies y análisis multivariado NDMS para la diversidad. Además, se generó parámetros estructurales y se comparó las variables de: riqueza, abundancia, diámetro a la altura de la base (cm) y altura (m). La composición florística de la regeneración natural total (T0; T5; T10) esta, representada en 125 especies, 88 géneros y 41 familias. Nuestros resultados mostraron que existe similitud florística entre plántulas y brinzales para T0, T5, T10, a excepción de latizales. La abundancia y riqueza de especies presentó diferencias entre T0 con respecto a T5; T10 en la categoría de plántulas y brinzales. En latizales existió diferencias en la riqueza de especies entre T10 con respecto a T0; T5. La intervención de manejo forestal promueve cambios significativos en la estructura y diversidad florística en los estratos de regeneración natural de plántulas y latizal.

Palabras clave: plántulas, brinzal, latizal, riqueza, abundancia

Abstract

Natural regeneration is the most important ecological process for forest renewal over time. The present study characterized the floristic composition and population structure of regenerating species with forest management intervention in the piedmont forest of Zamora Chinchipe. Forest areas were stratified according to the time of succession after forest management intervention in five years (T5) and ten years (T10), and a reference area was established where no forest management activities have been implemented (T0). Natural regeneration was evaluated in: seedlings, saplings and saplings. Species rarefaction curves and NDMS multivariate analysis were used for diversity. In addition, structural parameters were generated and the following variables were compared: richness, abundance, diameter at base height (cm) and height (m). The floristic composition of the total natural regeneration (T0; T5; T10) is represented by 125 species, 88 genera and 41 families. Our results showed that there is floristic similarity between seedlings and saplings for T0, T5, T10, with the exception of latizales. The abundance and richness of species showed differences between T0 with respect to T5; T10 in the category of seedlings and saplings. In latizales there were differences in species richness between T10 with respect to T0; T5. The forest management intervention promotes significant changes in the floristic structure and diversity in the strata of natural regeneration of seedlings and latizal.

Key words: seedlings, saplings, sapling, latizal, richness, abundance.

Introducción

Una de las interacciones complejas para la recuperación y estabilidad de los bosques es el mantenimiento de la regeneración natural. Siendo un proceso ecológico importante para la renovación de especies de plantas y la sostenibilidad del recurso forestal a lo largo del tiempo (Calva et al., 2007; Muñoz, 2014; Norden, 2014).

La regeneración natural beneficia la sucesión vegetal, como parte de un proceso permanente de la naturaleza que permite recuperar la estructura y composición florística del bosque (Chazdon y Uriarte, 2016). Dentro de esta dinámica hay factores ecológicos de naturaleza estocástica y determinística, que establecen las diferencias estructurales y espaciales de la vegetación (Silveira et al., 2017).

Dentro de los bosques la regeneración natural puede ser afectada por la interacción compleja de factores bióticos como: las fuentes de semillas y los dispersores, además de elementos que inciden en la germinación y el establecimiento (Bazzaz y Pickett, 1980; Ewel, 1980; Wijdeven y Kuzee, 2000; Khurana y Singh, 2001; Hooper et al., 2005) y factores abióticos como perturbaciones continuas, la precipitación, la temperatura, la disponibilidad de luz, nutrientes y la frecuencia e intensidad de las sequías (Janzen, 1988; Gerhardt, 1993; Campo y Vázquez-Yanes, 2004).

En Ecuador, la última evaluación nacional forestal realizada en el 2018 demostró una variación neta de la superficie forestal negativa (-1,04 %). Este balance refleja que la pérdida de la superficie forestal fue mayor a la tasa de recuperación de los bosques (MAE, 2018). En la región sur de la amazonia ecuatoriana, especialmente en la provincia de Zamora Chinchipe los ecosistemas forestales soportan procesos de perturbación natural y antropogénicos (López et al., 2021) que modifican la estructura y la dinámica de los bosques, creando condiciones para la sucesión y el recambio de la biomasa forestal (Carey et al., 1994; Lugo y Scatena, 1996) elementos que aportan a la recuperación y estabilidad de los bosques.

Entender cómo la regeneración natural se recupera después de una intervención de manejo forestal es esencial en la ecología de los bosques tropicales para consolidar aspectos sobre su capacidad de

resiliencia y estabilidad en un contexto de post-aprovechamiento. Generar datos sobre estos procesos es un aspecto importante en las decisiones de acciones facilitadoras para el manejo y planificación forestal (Larsen et al., 2019).

El presente estudio tuvo como objetivo caracterizar la composición florística y estructura poblacional de las especies regenerantes con intervención de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe.

Metodología

Localización del área de estudio

El estudio se desarrolló en los cantones Zamora, Centinela del Cóndor, Yantzaza pertenecientes a la provincia de Zamora Chinchipe, ubicada en la región sur de la Amazonía ecuatoriana, localizada entre los meridianos de $79^{\circ} 30' 07''$ W y $78^{\circ} 15' 07''$ W de longitud Oeste y los paralelos $3^{\circ} 15' 12''$ S y $5^{\circ} 05' 12''$ S de latitud Sur, y comprende las áreas de bosque siempreverde piemontano de la vertiente del río Zamora-Nangaritza (Figura 1).

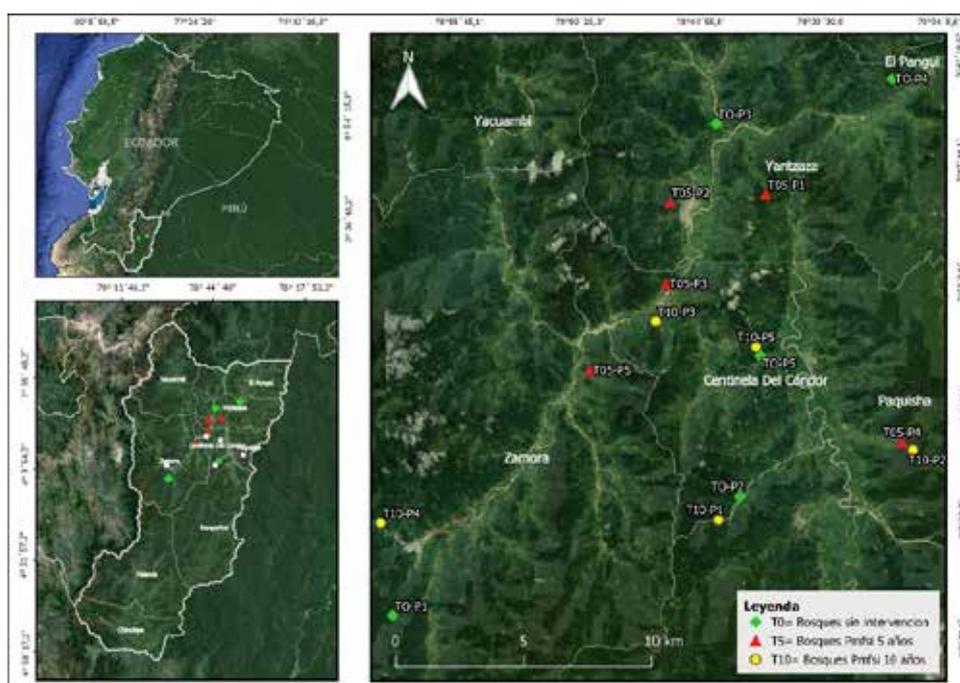


Figura 1. Mapa de localización geográfica del área de estudio provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador. A). Localización de Ecuador con respecto a Sudamérica; B). Localización de la provincia de Zamora Chinchipe.

Unidad de muestreo para la caracterización de la regeneración natural

Fueron seleccionados 15 sitios de muestreo donde se aprobaron licencias de aprovechamiento forestal y se ejecutaron programas de manejo forestal simplificado (PMFSi) conforme las normas para el manejo de bosques húmedos tropicales, en los últimos 10 años (Tabla 1).

Las áreas de bosque siempreverde piemontano fueron estratificadas en tres categorías considerando el tiempo de recuperación después de la intervención de manejo forestal conforme los siguientes criterio: i.) T0, se estableció como área de referencia, bosques no perturbados donde no se ha implementado actividades de manejo forestal, ii.) T5, áreas de bosques en recuperación posterior a cinco años de manejo forestal y iii.) T10, áreas de bosques en recuperación posterior a 10 años de manejo forestal.

Tabla 1. Sitios de muestreo seleccionados, con información del transecto, ubicación política y elevación (m s.n.m.), distribuidos en el bosque siempreverde piemontano, Provincia de Zamora Chinchipe.

Áreas Estudio	Transecto	Cantón	Parroquia	Sitio	Elevación (m s.n.m.)
T0	T1	Zamora	Timbara	Bombuscaro	987
	T2	Centinela del Cóndor	Zumbi	La Wintza	1100
	T3	Yantzaza	Chicaña	Ungumiatza	956
	T4	Yantzaza	Los Encuentros	El Padmi	959
	T5	Centinela del Cóndor	Zumbi	EL Dorado	1005
T5	T1	Yantzaza	Yantzaza	El Chuí	1050
	T2	Yantzaza	Yantzaza	Yantzaza	1103
	T3	Centinela del Cóndor	Zumbi	San Pablo	878
	T4	Yantzaza	Los Encuentros	Pindal	1100
	T5	Zamora	Cumbaratza	Chamico	1090
T10	T1	Centinela del Cóndor	Zumbi	La Wintza	1403
	T2	Paquisha	Nuevo Quito	Mayaycu	1200
	T3	Centinela del Cóndor	Zumbi	Zumbi	1100
	T4	Zamora	El Limón	La Fragancia	1200
	T5	Centinela del Cóndor	Zumbi	EL Dorado	1320

En cada categoría de bosque (T5, T10 y T0) se distribuyó 5 UM en los claros generados por el aprovechamiento forestal. En las unidades de muestreo se evaluó la sucesión de la regeneración natural, siguiendo la metodología propuesta por Sáenz y Finegan (2000), categorizadas como: plántulas (individuos de 30 cm altura), brinzal (individuos > a 30 cm y > 1,50 m altura) y latizal (individuos > a 1,50 m altura y ≤ a 10 cm de diámetro). Se utilizó como unidad muestral transectos de 500 m² para el registro de latizales (50 x 10 m), y en cada transecto se anidó una subparcela de 100 m² (10 x 10 m) para brinzales; y de 25 m² (5 x 5 m) para plántulas.

Caracterización florística

La composición florística en cada categoría de regeneración natural arbórea se identificó *in situ*, el género y la especie a nivel taxonómico de cada individuo, además se colectó muestras botánicas de los individuos no identificados en campo para ser identificadas mediante comparaciones taxonómicas con el material botánico del herbario “Reinaldo Espinosa de la Universidad Nacional de Loja.

El nombre de las especies, géneros y familias botánicas se realizó según las normas de la APG IV (2016) apoyado por la actualización de la flora de Ecuador y la base de datos botánica de MOBOT TROPICS (www.tropicos.org). Las especies cuya taxonomía no fue resuelta se registraron a nivel de género.

Estructura de la regeneración natural

En cada uno de los transectos se registró número de especies, individuos y se midió el diámetro a la altura de la base (DAB mm) y la altura de cada individuo. Se calculó los parámetros estructurales de cada especie como: densidad, frecuencia absoluta y relativa y el índice de valor de importancia simplificado (IVIs) (Ellenberg y Mueller-Dombois, 1974; Matteucci y Colma, 1982; Mostacedo y Fredericksen, 2000).

Análisis de datos

Se analizó la diversidad florística considerando la riqueza de especies, en relación con los índices de diversidad o números de Hill, mediante las medidas de orden: riqueza de especies ($q=0$), diversidad de Shannon ($q=1$) y diversidad de Simpson ($q=2$). Para el cual se elaboraron curvas de acumulación de especies basadas en individuos mediante el método de rarefacción y extrapolación (Gotelli y Colwell, 2001; Moreno, 2001), utilizando el paquete iNext (Hsieh et al. 2016), del programa estadístico R studio versión 3.6.2 (R Core Team, 2019).

Para identificar si existen distintos patrones florísticos entre las categorías de la regeneración natural, se analizó la similitud florística entre (T5, T10, T0), usando la abundancia de especies regenerantes presentes en cada transecto. Para ello fue aplicado un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, sigla en inglés), para verificar las diferencias estadísticas de la similitud de la composición florística, se realizó la prueba no paramétrica ANOSIM utilizando la disimilitud de Bray-Curtis, con una permutación de 9999 y un nivel de significancia $p < 0,05$ (Clarke, 1993). la comparación de las variables estructurales tomando como factor el área de bosque según el tiempo de manejo forestal se realizó un análisis de varianza (ANOVA), luego de verificar los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (prueba de Bartlett) de los datos de las variables estructurales.

Resultados

Composición florística de la regeneración natural

La composición florística de la regeneración natural total (T0, T5, T10) fue de 125 especies, 88 géneros y 41 familias con un total de 1811 individuos (Anexo 1). Para el bosque sin intervención manejo forestal (T0) se registró 780 individuos regenerantes, distribuidos en 91 especies; 69 géneros y 29 familias. En las áreas de bosques en recuperación posterior a cinco años de manejo forestal (T5) se registró 562 individuos; 71 especies; 56 géneros y 31 familias. Para las áreas de bosques en recuperación posterior a diez años de manejo forestal (T10) se registró 76 especies; 59 géneros y 33 familias con un total de 469 individuos (Figura 2).

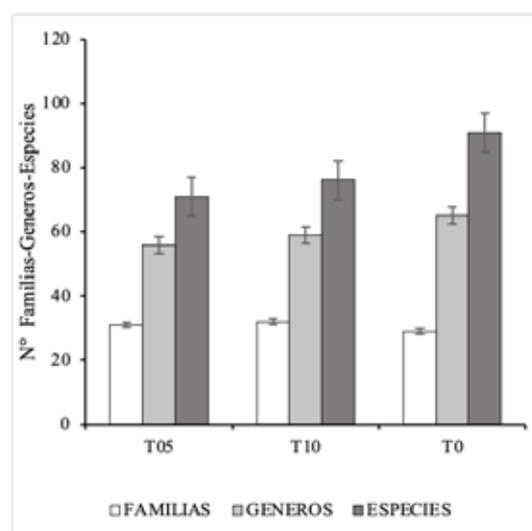


Figura 2. Composición florística de la regeneración natural T0: bosque sin intervención de manejo forestal, T05: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal, en el bosque siempreverde piemontano de Zamora Chinchipe.

Las familias con mayor riqueza en el bosque T0 fueron: Meliaceae (15 %); Moraceae (12 %); Fabaceae (9 %) y Euphorbiaceae (7 %) que en conjunto representan el 42 % del total de las especies. En el bosque T5, fueron las familias Moraceae (14 %); Fabaceae (10 %); Lauraceae (10 %) y Cecropiaceae (7 %), agrupando el 41 % de la riqueza de especies. El mismo patrón lo sigue el bosque T10 presentando la mayor riqueza las familias Lauraceae (14 %); Morácea (14 %); Euphorbiaceae y Fabaceae (8 %), que suman el 45 % de la riqueza de especies.

Diversidad florística de la regeneración natural

La curva de acumulación de riqueza de especies ($q=0$) mostró para la categoría plántulas, los valores más altos para el bosque T10, con un valor observado de 33 especies y se estimó que conforme aumente el muestreo se esperaría 49 especies para esta categoría de sucesión ecológica (Figura 3a).

Así mismo, la abundancia proporcional para la categoría de plántulas con base en el índice de Shannon ($q = 1$) mostró que en el bosque T10 existe mayor diversidad, además, se determinó que existe diferencias en la diversidad entre el bosque T10 con respecto al bosque T0 y T5. La misma tendencia se muestra en la diversidad de Simpson ($q = 2$) con mayor diversidad para el bosque T10, las curvas no reflejan diferencias entre el bosque T0 y T5 (Figura 3a).

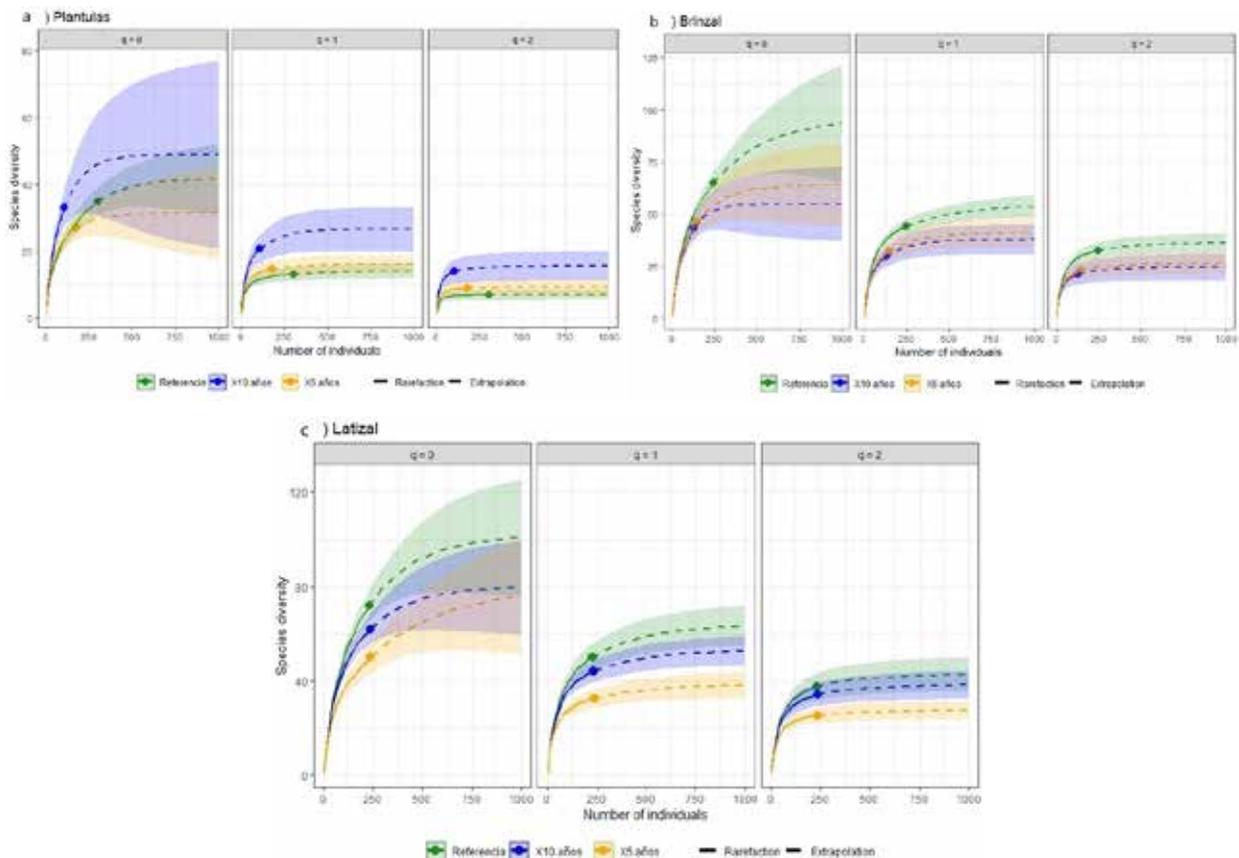


Figura 3. Curvas de rarefacción y extrapolación con los números de Hill de orden $q=0$; $q=1$; $q=2$, basada en individuos, y la riqueza de especies observada de (a) plántulas, (b) brinzal, y (c) Latizal, en el bosque siempreverde piemontano. Las líneas continuas con símbolos geométricos (rarefacción), las líneas entrecortadas (extrapolación) y las zonas sombreadas simbolizan los intervalos de confianza al 95% evaluada en (T0), (T5) y (T10).

Para los brinzales el bosque T0, registró los valores más altos de riqueza con 65 especies ($q=0$), que difiere del bosque T5 y T10, los cuales mostraron una riqueza uniforme de 43 y 46 especies, respectivamente (Figura 3b). La diversidad Shannon ($q = 1$) y diversidad de Simpson ($q = 2$) no mostraron diferencias significativas entre los bosques T0, T5 y T10.

La riqueza de especies de latizales ($q=0$) (Figura 3c), en el bosque T5 y T10 mostraron una riqueza de especies no muy uniforme con la riqueza de T0. La mayor riqueza se registró en el bosque T0 con 72 especies, mientras que para el bosque T5 se registró 62 especies y en T10 se encontraron 50 especies, sin embargo, no existió diferencias significativas entre T0, T5 y T10. Adicionalmente, en las medidas de diversidad de Shannon ($q = 1$) y Simpson ($q = 2$) se encontró una diferencia significativa entre el bosque T5 con respecto a T0 y T10 siendo estos últimos más diversos (Figura 3c).

Los resultados de similitud en la composición florística basado en el NDMS para cada categoría de regeneración natural (Figura 4), evidencio que, las especies de plántulas poseen gran similitud florística ($R=-0.048$), por lo tanto, no existe diferencias significativas ($p=0,622$) entre el bosque T0, T5 y T10. (Figura 4a). Así mismo, en la categoría de brinzales se determinó gran similitud florística ($R=0.04756$), y no presento diferencias significativas ($p=0,326$). (Figura 4 b). Por el contrario, en la categoría de latizales la composición de especies mostró disimilitud florística ($R=0.2378$), presentando diferencias significativas ($p=0,011$) entre el bosque T5 y T10 (Figura 4 c).

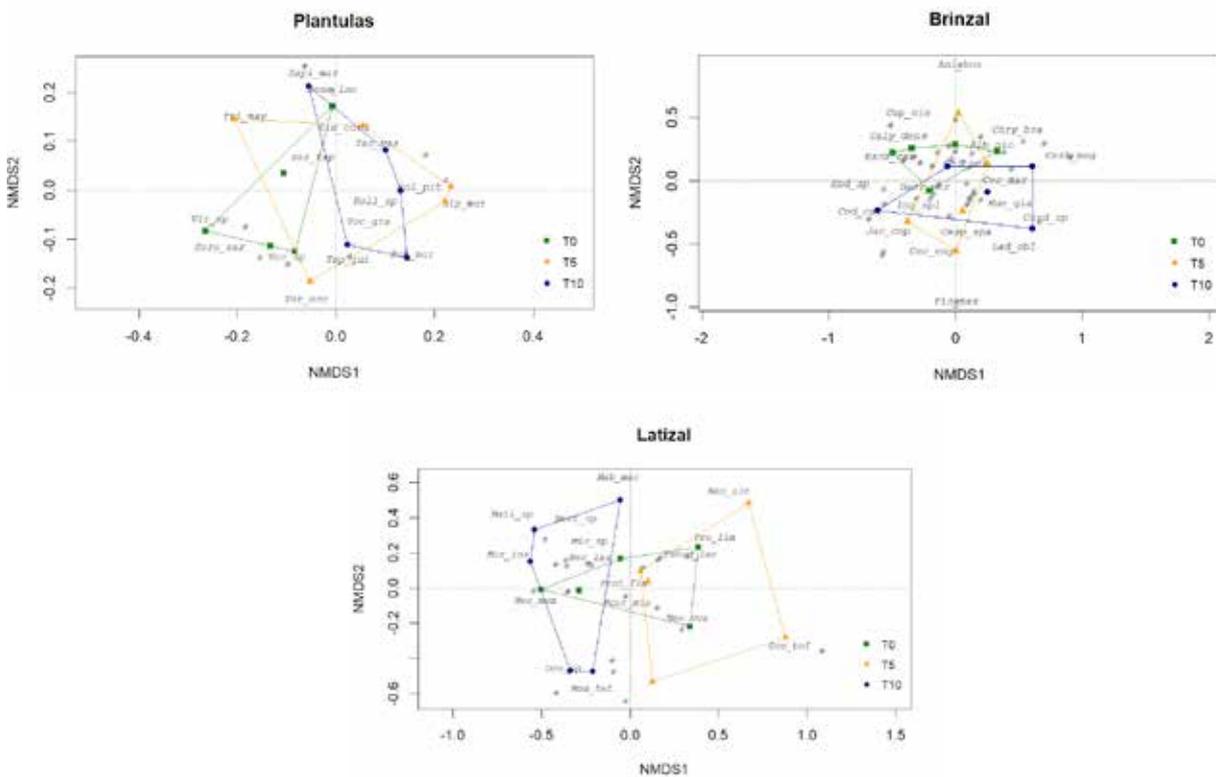


Figura 4. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), basado en la distancia de Bray-Curtis, ilustrando la similitud de la composición florística del bosque siempreverde piemontano de las categorías de regeneración natural, (a) Plántulas, (b) Brinzal, y (c) Latizal, para T0-T5-T10.

Estructura de la regeneración natural

El bosque sin intervención de manejo forestal (T0) fue el más abundante con 780 individuos se estimó una densidad de 10 667 ind ha⁻¹; además, se registró en la categoría de plántulas (38,97 %); brinzal (31,54 %); y latizal (29,49 %). Las especies regenerantes con mayor abundancia fueron: *Dacryodes peruviana*, *Pseudolmedia laevigata*, *Inga* sp., *Clarisia racemosa*, *Nectandra laurel* y *Grias peruviana*. Mientras que las especies con mayor IVIs, en las tres categorías fueron: *Dacryodes peruviana*, *Albizia niopoides*, *Endlicheria griseo-sericea*, *Grias peruviana* e *Inga* sp.

En el bosque con intervención de manejo forestal luego de cinco años (T5), la abundancia fue de 562 individuos, con una densidad de 6 672 ind ha⁻¹, distribuido en 31,67 % de plántulas; 25,98% de brinzales; y 43,35 % de latizales. Las especies más abundantes fueron: *Iriartea deltoidea*, *Dacryodes peruviana*, *Pourouma minor*, *Cecropia angustifolia*, *Cecropia engleriana*, *Albizia niopoides*, y *Jacaranda copaia*. Sin embargo, el IVIs para las categorías de regeneración en T5 mostro que las especies más representativas fueron: *Iriartea deltoidea*, *Batocarpus orinocensis*, *Pseudolmedia laevigata*, y *Pourouma minor*.

Para el bosque con intervención de manejo forestal luego de diez años (T10), la abundancia fue de 469 individuos, con una densidad de 4 620 ind ha⁻¹, distribuido en plántulas (22,60 %), brinzal (27,29 %), y latizal (50,11 %). Las especies más abundantes fueron: *Iriartea deltoidea*, *Dacryodes peruviana*, *Inga* sp., *Batocarpus orinocensis*, *Grias peruviana*, *Otoba parvifolia*, y *Albizia niopoides*. Las especies con mayor IVIs en todas las categorías de sucesión fueron: *Iriartea deltoidea*, *Otoba parvifolia*, *Inga* sp., *Grias peruviana* *Dacryodes peruviana*, *Pourouma minor*.

En la abundancia existen diferencias para la categoría de plántulas ANOVA (F= 9,35; $p=0,0036$) y brinzal (F=6,17; $p=0,0144$) entre el bosque sin intervención de manejo forestal T0 y los bosques con manejo forestal T5; T10 ($p > 0,05$) (Figura 5a).

La riqueza de especies mostró diferencias en la categoría de brinzal (F= 7,45; $p=0,0079$) entre el bosque sin intervención de manejo forestal T0 y los bosques con manejo forestal T5; T10. En la categoría de latizal (F= 4,66; $p=0,0317$) existió diferencia entre el bosque con manejo forestal T10 y los bosques T0; T5 ($p > 0,05$) (Figura 5b).

El diámetro a la altura de la base y la altura de la regeneración natural en todas las categorías de sucesión, no presentaron diferencias significativas entre los bosques estudiados ($p > 0,05$) (Figura 5c-d).

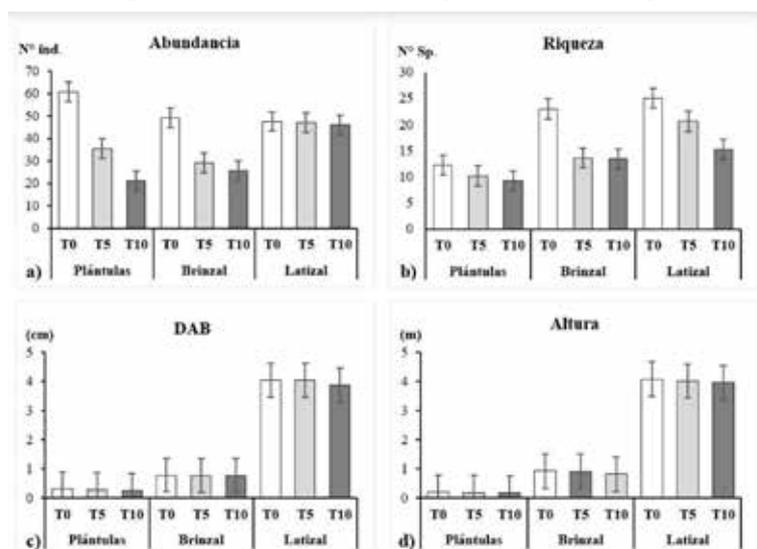


Figura 5. Comparación de las variables estructurales de la de la regeneración natural ($p > 0,05$). **a)** Riqueza; **b)** Abundancia; **c)** Diámetro a la altura de la base (cm) y **d)** Altura (m), según las categorías de sucesión ecológica: plántulas, brinzal y latizal, del bosque siempreverde piemontano T0: bosque sin intervención de manejo forestal, T5: bosque de sucesión luego de 5 años de manejo forestal, T10: bosque de sucesión luego de 10 años de manejo forestal.

■ Discusión

Composición florística de la regeneración natural

Los bosques naturales al igual que los bosques secundarios manejados, a pesar de su comportamiento y diferencia en su estructura de sucesión vegetal, experimentan cambios por efectos del manejo forestal (Finegan, 1996; Rozendaal et al., 2019; Galvez, 2022), tanto en la composición florística, estructura y funciones que proveen.

Nuestro estudio encontró que la composición florística de la regeneración natural total (plántulas, brinzal, latizal) del bosque siempreverde piemontano, con base en la riqueza de familias; géneros y especies es similar a lo reportado por (Muñoz y Muñoz, 2010; Capa, 2014) en el bosque tropical de montaña en Zamora Chinchipe. A pesar de la heterogeneidad florística estos ecosistemas comparten rasgos fisonómicos donde se entremezclan las especies, lo que permite que compartan elementos florísticos en un gradiente ambiental (Morales et al., 2018).

Es así, que las tres áreas de estudio mostraron diferencias en la composición florística. No obstante, el bosque sin intervención de manejo forestal (T0), fue diferente a los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10, esto debido al efecto del incremento o disminución en la presencia de especies que no estaban antes del aprovechamiento (Bezerra et al., 2021; Galvez, 2022; Naves et al., 2020).

Además, los resultados encontrados evidencian que los bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10, presentan variaciones en la composición florística, explicada por el impacto generado por el aprovechamiento forestal y la heterogeneidad ambiental producida por disturbios naturales y humanos (Connell, 1978). Estas condiciones repercutieron en el aumento de la riqueza de especies heliófitas en T5 y T10, como *Cecropia angustifolia*; *Cecropia engleriana*, *Pouroma minor*, *Jacaranda copaia*, *Piptocoma discolor* y permitió que especies de *Cecropia marginalis*, *Heliocarpus americanus*, *Apeiba membranacea*, *Clarisia biflora*, *Cedrelinga cateniformis*, *Tachigali vasquezii*, *Naucleopsis ulei*, *Casearia pitumba* y *Pleurothyrium cuneifolium* se establecieran, ya que, no se encuentran presentes en T0. Estos resultados evidencian que en bosques con intervención de manejo forestal luego del aprovechamiento forestal existió un cambio en la composición taxonómica a especies de rápido crecimiento (Sáenz et al., 1999; Carreño-Rocabado et al., 2012; Naves et al., 2020; Britto et al., 2022).

La variación de la composición florística está marcada por la dominancia y recurrencia de géneros de la familia Cecropiaceae, que aparecieron luego de la intervención de manejo forestal como *Pouroma* y *Cecropia* en mayor proporción para T5 que para T10 en el bosque siempreverde piemontano. Este resultado es consistente con los estudios realizados por Fournier y Herrera (1977) y Guariguata y Ostertag (2001).

La riqueza de las familias Cecropiaceae y Rubiaceae, aumentó hacia condiciones de perturbación en bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10. Además, los resultados evidencian que las familias botánicas tanto de la regeneración natural, así, como del estrato del dosel, coincide con lo reportado por Valencia et al. (1994) y Yaguana (2020) siendo las familias Lauraceae; Moraceae y Fabaceae las que tienen mayor riqueza y abundancia de especies registrada en los bosques húmedos montanos tropicales del sur de Ecuador. También, Kalliola et al. (1993) sostiene que existen 10 familias específicas que contribuyen en un 52 % a la riqueza de especies en el neotrópico entre ellas Euphorbiaceae y Fabaceae, registradas en el presente estudio.

La similitud de la composición de especies de la regeneración natural total no formó grupos florísticamente distintos entre bosques sin intervención de manejo forestal T0, y los bosques con intervención de manejo

forestal T5 y T10. Se sostiene que el impacto del aprovechamiento forestal, posterior aun proceso de recuperación de la intervención de manejo forestal no incide en la diversidad de las categorías de regeneración natural. Estos resultados son consistentes con lo reportado por Galvez, (2022), quien señala que la diversidad no es impactada por las intervenciones, al contrario, este es similar a los bosques sin perturbación.

No obstante, se encontró que existe disimilitud de la composición florística de latizales que fue significativa, entre T5 y T10. Este resultado es atribuido al aumento de la riqueza y abundancia de especies heliófitas que fueron encontradas en T5, como: *Cecropia engleriana*, *Pourouma minor*, *Jacaranda copaia*, *Cecropia engleriana*, *Heliocarpus americanus*, *Inga acreana* y *Tapirira guianensis*. Estas especies son pioneras por el tiempo de sucesión de cinco años que crecen rápido en presencia de luz (Gauí et al., 2019).

Diversidad florística de la regeneración natural

Este estudio demostró de forma general que la riqueza de especies de la regeneración natural total del bosque siempreverde piemontano tuvo un comportamiento similar a la reportada por (Mariscal et al., 2022), en la regeneración de remanentes de bosque primario en la provincia de Napo en la amazonia ecuatoriana. Además, la riqueza de especies registrada está dentro del rango entre 20 a 223 especies por hectárea reportada para los bosques húmedos tropicales en todo el mundo (Whitmore, 1984).

Sin embargo, existió un patrón diferente en las tres categorías de regeneración con respecto a las áreas de bosques con intervención de manejo forestal T5 y T10. En plántulas la mayor riqueza de especies fue en T10, superando a T0. Por lo tanto, el tiempo transcurrido de sucesión de 10 años, puede ser un factor determinante porque la edad de recuperación del bosque secundario presenta un mayor número de especies sucesionales, que son tolerantes a la sombra (Rozendaal et al., 2019).

En cambio, en los brinzales, se presentó una asíntota uniforme en las tres áreas de estudio, la riqueza de especies estuvo marcada por T0, Sin embargo, entre los bosques con manejo forestal la riqueza fue mayor en T5. Estas áreas presentaron menor cobertura de dosel, luego de cinco años de la intervención de manejo forestal. Por tanto, los claros generados por el aprovechamiento forestal han demostrado ser un tratamiento válido para gestionar la diversidad de la regeneración arbórea, como lo menciona Latterini et al., (2023).

Además, en latizales el bosque con manejo forestal T5 no llegó a una asíntota, lo que refleja que existe un alto dinamismo y recambio de especies luego de cinco años del aprovechamiento, con respecto a T10 y T0.

Por otro lado, los resultados indicaron que la diversidad de la regeneración natural estimada con los índices de Shannon y Simpson aumentó significativamente en la categoría de plántulas en el bosque T10 con respecto a T5 y T0, mientras que en brinzales no existen diferencias. En cambio, la diversidad de latizales difirió significativamente el bosque T5, con respecto a la diversidad de los bosques T0 y T10. De similar manera los hallazgos en estudios que han documentado la regeneración natural de bosques naturales reflejan que estas diferencias se deben a la baja equidad, asociado con las altas variaciones de abundancia, demostrando una distribución heterogénea de individuos sobre las especies (Jadan et al., 2019).

Esto coincide con otros estudios (Gauí et al., 2019) que concluyeron que, con el tiempo, las zonas con aprovechamiento forestal se desplazaron hacia la composición original, con cambios más pronunciados en esta tendencia después de ~13 años. Demostrando que, aunque la recuperación de la estructura y las funciones del bosque puede ocurrir rápidamente, la recuperación de la riqueza de especies es un proceso mucho más lento (Ewel, 1980).

Estructura de la regeneración natural

Experiencias de manejo forestal en bosques tropicales revelan que el aprovechamiento forestal afecta de manera distinta la abundancia de las especies en las diferentes categorías de regeneración natural acorde al tiempo de sucesión del bosque (Magnusson et al., 1999; Lima et al., 2002; Becerra, 2021). Es así que, se evidenció que el bosque sin intervención de manejo forestal T0 fue el más abundante con 10 667 ind ha⁻¹ mientras que para los bosques con intervención de manejo forestal disminuyó a 6 672 ind ha⁻¹ en T5 y 4 620 ind ha⁻¹ en T10. Aunque, en la categoría de regeneración la diferencia fue estadísticamente significativa solo para plántulas y brinzal entre el bosque sin intervención de manejo forestal T0 y los bosques con manejo forestal T5; T10 ($p > 0,05$). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Jaramillo y Muñoz (2009) quienes registraron la mayor tasa de reclutamiento de la regeneración en el área sin intervención en comparación al área intervenida por tratamientos silviculturales.

Los resultados de la abundancia de latizales no presentaron diferencias significativas entre T0; T5 y T10, lo que destaca que la apertura del dosel en los bosques con intervención de manejo forestal aumentó la abundancia de individuos solamente en esta categoría, similar a lo encontrado por Bezerra et al. (2021); Galvez, (2022).

Las especies de regeneración natural que tuvieron mayor representatividad ecológica con base en el IVIs (Índice de Valor de Importancias simplificado) en las tres categorías, tanto para el bosque sin intervención de manejo forestal T0, así; como en el bosque con intervención de manejo forestal T5 y T10 son especies ampliamente distribuidas geográficamente y ecológicamente en los bosques siempreverde piemontanos del sur de la amazonia ecuatoriana como *Dacryodes peruviana*; *Iriartea deltoidea*; *Inga sp*; *Otoba parvifolia*; *Grias peruviana*; *Batocarpus orinocensis*; *Pseudolmedia laevigata*; *Pouroma minor*; *Albizia niopoides* y *Endlicheria griseo-sericea*,

Resulta consistente que *Dacryodes peruviana* conjuntamente con *Inga sp.*, constituyeron las especies con mayor abundancia en las tres categorías de regeneración natural en los bosques T0; T5 y T10. Estudios reportan (Valencia et al., 1994; Cerón y Reyes 2003; Jaramillo y Muñoz, 2009; Pariona, 2001) la inusual dominancia de la familia Burseraceae en bosques de tierra firme en la amazonia y ratifican que varias especies del género *Inga* de la familia Fabacea son comunes en claros de bosques húmedos tropicales, nuestros resultados ratifican esta condición con registros de cuatro especies para cada familia.

■ Conclusiones

La regeneración natural del bosque siempreverde piemontano presenta diferencias en la composición florística entre el bosque sin intervención por manejo forestal con respecto a los bosques con intervención de manejo forestal luego de cinco y diez años. La intervención de manejo forestal promueve cambios significativos en la estructura y diversidad florística en los estratos de regeneración natural de plántulas y latizal, posteriores al tiempo de recuperación promoviendo el establecimiento de especies pioneras ausentes en áreas sin intervención de manejo forestal.

Agradecimientos

Al Herbario “Reinaldo Espinosa” de la Universidad Nacional de Loja. A la Secretaria Nacional de Ciencia y Tecnología SENESCYT por el apoyo en el financiamiento. A la Dirección Zonal 10 Zamora Chinchipe del Ministerio del Ambiente Agua y Transición Ecológica, por facilitar la base de datos de las licencias de aprovechamiento forestal.

Ramírez, T., y Lozano, D. (2024). Diversidad florística y estructura de la regeneración natural del bosque piemontano con intervención de manejo forestal en el sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 105-122. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2034>

Bibliografía

- Bazzaz, F. A., & Pickett, S. T. A. (1980). Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual review of ecology and systematics*, 11(1), 287-310.
- Bezerra, T. G., Ruschel, A. R., Emmert, F., & Nascimento, R. G. M. (2021). Changes caused by forest logging in structure and floristic diversity of natural regeneration: Relationship between climate variables and forest dynamics in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 482, 118862. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118862>.
- Britto, P. C., Jaeger, D., Hoffmann, S., Robert, R. C. G., Vibrans, A. C., & Fantini, A. C. (2022). Multi-year, post-harvesting impact assessment in a neotropical secondary Atlantic Forest. *European Journal of Forest Research*, 141(4), 665-681.
- Calva, O; Beltrán, G; Günter, S; Cabrera, O. (2007). Impacto de la luz sobre la regeneración natural de Podocarpaceas en los bosques de San Francisco y Numbala. *Bosques Latitud Cero*. 2(3), 21–23.
- Campo, J., & Vázquez-Yanes, C. (2004). Efectos de la limitación de nutrientes en la dinámica del carbono sobre el suelo durante la regeneración del bosque seco tropical en Yucatán, México. *Ecosistemas*, 7, 311-319.
- Capa, L. (2014). *Efecto de un tratamiento silvicultural sobre el crecimiento de latizales en un bosque tropical de montaña de la Estación Científica San Francisco*. [Tesis de grado Ingeniero Ambiental. Universidad Nacional de Loja]
- Carey, Y.V., S. Brown, A.J.R. Gillespie y Lugo, A. (1994). Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 2 (6), 255-265.
- Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M., Bongers, F., Alarcón, A., Licona, J. C., & Poorter, L. (2012). Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 100(6), 1453–1463. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02015.x>
- Cerón, C., y Reyes, C. (2003). Predominio de Burseraceae en 1 Ha. de Bosque Colinado, Reserva de Producción Faunística Cuyabeno, Ecuador. *Cinchonia*, 4(1), 47-60.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- Clarke, K. R., y Warwick, R. M. (1994). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Natural Environment Research. Council. Plymouth. United Kingdom, 144.
- Chazdon, R. L., y Uriarte, M. (2016). Natural regeneration in the context of large scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica*, 48(6), 709-715.
- Ellenberg, D., y Mueller-Dombois, D. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology* (p. 547). New York: Wiley.
- Ewel, J. (1980). Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*, 1 (1), 2-7.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 119–124.
- Fournier, L. A., & Herrera, M. E. (1977). La sucesión ecológica como un método eficaz para la recuperación del bosque en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 1(1), 23-29.

- Gauí, T. D., Costa, F. R. C., de Souza, F. C., Amaral, M. R. M., de Carvalho, D. C., Reis, F. Q., & Higuchi, N. (2019). Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25 year experiment in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 4 (40), 258-266.
- Galvez Cusiquispe, P. (2022). *Impactos del manejo forestal en la regeneración natural y el contenido de carbono en biomasa aérea Estudio de caso de bosque primario de segunda cosecha y un bosque secundario en Costa Rica*. [Tesis de Magister en Manejo y conservación de bosques tropicales y biodiversidad, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE].
- Gerhardt, K. (1993). Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science*, 4(1), 95-102.
- Gotelli, N. J., y Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Guariguatá, MR y Ostertag, R. (2001). Sucesión del bosque secundario neotropical: cambios en las características estructurales y funcionales. *Ecología y Gestión Forestal*, 148 (1-3), 185-206.
- Hsieh, T. C., y Ma, K. H. (2016). Chao, A. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version, 2(8), 1-18.
- Hooper, DU, Chapin III, FS, Ewel, JJ, Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, DA (2005). Efectos de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas: un consenso del conocimiento actual. *Monografías ecológicas*, 75 (1), 3-35.
- Jadán, O., Cedillo, H., Pillacela, P., Guallpa, D., Gordillo, A., Zea, P., & Vaca, C. (2019). Regeneración de árboles en ecosistemas naturales y plantaciones de *Pinus patula* (Pinaceae) dentro de un gradiente altitudinal andino (Azuay, Ecuador). *Revista de Biología Tropical*, 67(1), 182-195.
- Jaramillo, L., & Muñoz, L. (2009). *Evaluación de la regeneración natural de especies forestales del bosque tropical de montaña en la Estación Científica San Francisco bajo diferentes intensidades de raleo selectivo*. [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja].
- Janzen, D. H. (1988). Tropical dry forests. *Biodiversity*, 1(5), 130-137.
- Kalliola, R., Puhakka, M., & Danjoy, W. (1993). *Amazonia peruana: vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Universidad de Turku.
- Khurana, EKTA y Singh, JS (2001). Ecología del crecimiento de semillas y plántulas para la conservación y restauración del bosque seco tropical: una revisión. *Conservación ambiental*, 28 (1), 39-52.
- Larsen, J. G., Duarte, E., Brixner, J. B., Pizutti, J., Monteiro, L., Neto dos Santos, G., & Higuchi, P. (2019). Variación espacio-temporal de la regeneración natural arbórea y arbustiva de bosque de alta montaña en etapa inicial de desarrollo en el sur de Brasil. *Bosque*, 40(2), 185-193.
- Latterini, F., Mederski, P. S., Jaeger, D., Venanzi, R., Tavankar, F., & Picchio, R. (2023). The Influence of Various Silvicultural Treatments and Forest Operations on Tree Species Biodiversity. *Current Forestry Reports*, 9(2), 59-71.
- Lima, AP, Lima, OPD, Magnusson, WE, Higuchi, N. y Reis, FQ (2002). Regeneración de cinco especies de árboles comercialmente valiosas después de la tala experimental en un bosque amazónico. *Revista Árvore*, 2 (6), 567-571.
- López, C. O. C., Paqui, N. S. C., & Villa, A. F. J. (2021). Análisis multitemporal de la deforestación y cambio de la cobertura del suelo en Zamora Chinchipe. *Polo del Conocimiento: Revista*

Ramírez, T., y Lozano, D. (2024). Diversidad florística y estructura de la regeneración natural del bosque piemontano con intervención de manejo forestal en el sur de Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 105-122. <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2034>

Científico-Profesional, 6(11), 1228-1241.

- Lugo, A.E. y F.N. Scatena. 1996. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet and rain forests. *Biotropica*, 28:585-599.
- Magnusson, W. E.; de Lima, O.P.; Reis, F.Q.; Higuchi, N; Ramos, J.F. (1999). Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*, 113: 67-74.
- Mariscal, A., Tigabu, M., Savadogo, P., & Odén, P. C. (2022). Regeneration Status and Role of Traditional Ecological Knowledge for Cloud Forest Ecosystem Restoration in Ecuador. *Forests*, 13(1), 92.
- Matteucci, S. D., y Colma, A. (1982). Metodología para el estudio de la vegetación (Vol. 22). Washington, DC: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2018). Estadísticas del patrimonio natural del Ecuador continental.
- Morales, J. G., Olvera, M., Cuevas, R., Figueroa, B. L., & Sánchez, E. V. (2018). Variación ambiental y composición florística de especies arbóreas en un bosque húmedo de montaña del occidente de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(3), 769-783.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. (1.ª edición) M&T–Manuales y Tesis SEA.
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal* (Vol. 87). Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR).
- Muñoz, J. (2014). Efectos en la regeneración natural en claros por tratamientos silviculturales en un bosque tropical de montaña del sur del Ecuador. *CEDAMAZ* 1 (5), 66-80.
- Muñoz Chamba, J. C., y Muñoz, L. (2010). Evaluación de la composición florística de la regeneración natural del bosque tropical de montaña en la Estación Científica San Francisco bajo diferentes intensidades de raleo selectivo. *Ecología Forestal* 1 (1) 88-99.
- Naves, RP, Grøtan, V., Prado, PI, Vidal, E., & Batista, JLF (2020). El manejo de los bosques tropicales alteró la abundancia de especies de árboles individuales pero no la diversidad. *Ecología y Manejo Forestal*, 475 , 118399.
- Norden, N. (2014). Del porqué la regeneración natural es tan importante para la coexistencia de especies en los bosques tropicales. *Colombia Forestal*, 17(2), 247-261. <http://dx.doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a08>
- Pariona, A. W. (2001). *Regeneración y silvicultura de bosques tropicales en Bolivia*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz (Bol), 185-202.
- R Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <http://www.r-project.org/>.
- Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Aide, T. M., Alvarez, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J. M., Bentos, T. v, Brancalion, P. H. S., Cabral, G. A. L., Calvo, S., Chave, J., César, R. G., Chazdon, R. L., Condit, R., Dallinga, J. S., de Almeida, J. S., de Jong, B., de Oliveira, A., Poorter, L. (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5(3), 103-114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>
- Sáenz, G., Finegan, B., & Guariguata, M. (1999). Crecimiento y mortalidad en juveniles de siete especies arbóreas en un bosque muy húmedo tropical intervenido de Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 47(1-2), 45-57.

- Sáenz, G. P., Finegan, B. (2000). Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* 1 (5), 2
- Silveira AP, FR Martins, BS Menezes, FS Araujo. (2017). Is the spatial pattern of a tree population in a seasonally dry tropical climate explained by density-dependent mortality? *Austral Ecology*, 4 (3), 191-202. DOI: 10.1111/aec.12556
- Valencia, R., Balslev, H., & Paz Y Miño C, G. (1994). High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation*, 1(3), 21-28.
- Wijdeven, S. M., & Kuzee, M. E. (2000). Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration ecology*, 8(4), 414-424.
- Whitmore, T. C. (1984). *Tropical rain forests of the Par East*. Clarendon Press, Oxford. DOI, 10, 0143-6228.
- Yaguana Puglla, C, A, (2020), *Florestas tropicais pluviais montanas do sul do Equador: fatores condicionantes da estrutura, composição e dinâmica*. [Tesis doctoral, Universidad Estatal Paulista Júlio de Mesquita Filho]

ANEXOS

Anexo 1. Lista de especies de la regeneración natural del bosque siempreverde piemontano, según la sucesión ecológica e intervención de manejo forestal, Zamora Chinchipe

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
Anacardiaceae	<i>Mauria heterophylla</i> Kunth			2			7	1		
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1	1		5	3	2	4	2	4
Annonaceae	<i>Guatteria dolichopoda</i> Donn.Sm.				1			4		1
	<i>Rollinia dolichopetala</i> R.E. Fr.				1			2		
	<i>Rollinia pittieri</i> Saff.		1			1			2	6
	<i>Rollinia</i> sp							2	2	6
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana sananho</i> Ruiz & Pav.							1	1	
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.							1		
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin			1	1		1			1
Arecaceae	<i>Iriartea deltoidea</i> Ruiz & Pav.	10	49	17			1	2	4	1
	<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal						1		1	1
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski								1	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don		11	6		1		1	17	4
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp								3	4
Burseraceae	<i>Dacryodes peruviana</i> (Loes.) H.J.Lam	102	1	15	13	13	16	13	12	7
	<i>Protium fimbriatum</i> Swart	2			2				1	
	<i>Protium</i> sp				1			1		
	<i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand							1		
Caricaceae	<i>Jacaratia digitata</i> (Poepp. & Endl.) Solms									1
Cecropiaceae	<i>Cecropia angustifolia</i> Trécul		2		2	2	2	2	16	3

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
	<i>Cecropia marginalis</i> Cuatrec.		5			2		4	6	7
	<i>Cecropia engleriana</i> Sneathl.							3		15
	<i>Pourouma cecropiifolia</i> Mart.	25	4	1	8	4	2	3		2
	<i>Pourouma minor</i> Benoist	7	17	6	7	17	5	2	15	6
Chrysobalanaceae	<i>Licania harlingii</i> Prance				2	1				1
Clusiaceae	<i>Chrysochlamys bracteolata</i> Cuatrec.				1			1		1
	<i>Dystovomita paniculata</i> (J.D.Sm.) Hammel	1			2	3		3		
	<i>Symphonia globulifera</i> L.fil.				1			2		
Combretaceae	<i>Terminalia amazonia</i> (J.F.Gmel.) Exell							3		
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea sp</i>			1			1			
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.				1					1
	<i>Acalypha diversifolia</i> Jacq.				1					
	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.				4			4		7
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	4	5		5	4	3	4	6	1
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.					6				
	<i>Caryodendron orinocense</i> H.Karst.	2								2
	<i>Mabea macbridei</i> I.M.Johnst.			1						2
	<i>Sapium marmieri</i> Huber	1			3			2		10
	<i>Senefeldera inclinata</i> (Müll.Arg.) Esser				4			1		
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	30	12	4	2		2			
	<i>Cedrelinga cateniformis</i> (Ducke) Ducke						6	4		5
	<i>Dussia lehmannii</i> Harms							1		1
	<i>Inga oerstediana</i> Benth. ex Seem.				1					
	<i>Inga sp 1</i>				1	4		5		
	<i>Inga sp.</i>	17	11	8	22	3	11	13	11	14
	<i>Inga acreana</i> Harms	5	7		4	4	4	8	5	5
	<i>Lonchocarpus spiciflorus</i> Mart. ex Benth.									1
	<i>Swartzia aureosericea</i> R.S. Cowan							1		
	<i>Tachigali vasquezii</i> Pipoly	1			1	2	1		10	4
Flacourtiaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer					1	1		4	1
Lacistemataceae	<i>Lacistema nena</i> J.F.Macbr.						1		1	
Lauraceae	<i>Aniba hostmanniana</i> (Nees) Mez					2				
	<i>Aniba coto</i> (Rusby) Kosterm.							1		1
	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	1			1					
	<i>Endlicheria formosa</i> A.C.Sm.	1			1			1		2
	<i>Endlicheria griseo-sericea</i> Chanderbali	2	1		8	5		9	6	3
	<i>Endlicheria sp</i>							3		2
	<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees	21		3	11	2	2	8		11

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
	<i>Nectandra lineatifolia</i> (Ruiz & Pav.) Mez	1			4	1		5	1	
	<i>Nectandra</i> sp			4				3		2
	<i>Nectandra</i> sp1		1							1
	<i>Nectandra lineata</i> (Kunth) Rohwer				2		1	2		4
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.			2	1		1	1		1
	<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez				1			2		
	<i>Ocotea bofo</i> Kunth							1	1	
	<i>Ocotea</i> sp	2		2	1			2		
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	1			3			1		
	<i>Pleurothyrium cuneifolium</i> Nees			1		1	3	2		3
Lecythidaceae	<i>Eschweilera caudiculata</i> R.Knuth				4	3				
	<i>Grias peruviana</i> Miers		3	3	9	4	7	14	7	14
	<i>Heliocarpus americanus</i> L.		4	1				9	3	
Malvaceae	<i>Matisia</i> sp			1						2
	<i>Herrania balaensis</i> P. Preuss							1		1
	<i>Apeiba membranacea</i> Spruce ex Benth.					2		2	1	
Melastomataceae	<i>Centronia laurifolia</i> D. Don								1	
	<i>Miconia calvescens</i> DC.	2			1			1		
	<i>Miconia punctata</i> (Desr.) D. Don				2			1		
	<i>Miconia</i> sp	2			2					1
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.								1	
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.				3	2		1		
	<i>Guarea macrophylla</i> M. Vahl				1		1			2
	<i>Trichilia maynasiana</i> C. DC.		2				1	1		
Monimiaceae	<i>Siparuna muricata</i> (Ruiz & Pav.) A. DC.								1	
Moraceae	<i>Batocarpus orinocensis</i> H. Karst.	11	3	7	7	9	7	10	14	12
	<i>Clarisia biflora</i> Ruiz & Pav.			1		1	1	1	1	1
	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	14	3		2	3	2	1	5	
	<i>Ficus maxima</i> Mill.					1			6	
	<i>Ficus membranacea</i> C. Wright	1	3	1	8	4		1	6	
	<i>Ficus cuatrecasasiana</i> Dugand			1	1	1	1	1		2
	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth					1			5	
	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) J.F. Macbr.				1			2		
	<i>Morus insignis</i> Bureau									2
	<i>Naucleopsis krukovii</i> (Standl.) C.C. Berg	2								
	<i>Naucleopsis ulei</i> (Warb.) Ducke			1	1	1	2		1	1
	<i>Perebea guianensis</i> Aubl.	3			6			5		
	<i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standl.				1			1		2

Familia	Especie	Plántulas			Brinzal			Latizal		
		T0	T5	T10	T0	T5	T10	T0	T5	T10
	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	15	15	1	7	8	2	6	8	2
	<i>Sorocea steinbachii</i> C.C. Berg						1			
	<i>Sorocea sarcocarpa</i> Lanj. & Wess.Boer				1			1		
	<i>Sorocea trophoides</i> W.C.Burger	7	9		8	1	2	5	1	6
Myristicaceae	<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry	1	2	2	8	2	6	7	3	13
	<i>Virola sp</i>							3		
Myrtaceae	<i>Calyptranthes densiflora</i> Poepp. ex O.Berg	2		1	5			1		
Nyctaginaceae	<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Schmidt				1	1		1		
Ochnaceae	<i>Cespedesia spathulata</i> (Ruiz & Pav.) Planch.				2				2	
Rubiaceae	<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.					1				
	<i>Elaeagia karstenii</i> Standl.	4	3	2	6	3	2	8	11	3
	<i>Ladenbergia oblongifolia</i> (Humb. ex Mutis) L.Andersson		2			4				1
	<i>Palicourea thyrsoiflora</i> (Ruiz & Pav.) DC.					1		2		
	<i>Simira cordifolia</i> (Hook.f.) Steyerm.			2	5		6	7	3	4
Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianun</i> Engl.						4			
Sapindaceae	<i>Allophilus floribundus</i> (Poepp.) Radlk.				1					
	<i>Cupania cinerea</i> Poepp. & Endl.		1		3			2		
Sapotaceae	<i>Pouteria spl</i>					1	1			
	<i>Pouteria baehniiana</i> Monach.								1	
	<i>Pouteria sp</i>			2	3		1	2	1	
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	1		1	10			1		1
Simaroubaceae	<i>Picramnia sellowii</i> Planch.						1			
Solanaceae	<i>Cestrum megalophyllum</i> Dunal						1			6
Staphyleaceae	<i>Hurtea glandulosa</i> Ruiz & Pav.	2		4	8		5	4		8
	<i>Turpinia occidentalis</i> (Sw.) G.Don									1
Violaceae	<i>Leonia crassa</i> L.B.Sm. & A.Fernández									4
Vochysiaceae	<i>Vochysia biloba</i> Ducke									4
	<i>Vochysia grandis</i> Mart.			1			2	1	1	3
	<i>Vochysia sp</i>					3		4		

T0= bosques no perturbados por actividades de manejo forestal, T5= bosques en recuperación posterior a cinco años de manejo forestal, T10= bosques en recuperación posterior a 10 años de manejo forestal.

Contexto e implicaciones de la restauración ecológica y de paisajes

Context and implications of ecological and landscape restoration

Leonardo González ^{1*} Vanessa Granda ²Luis Muñoz ² Sergio Torres ³Zhofre Aguirre ⁴ 

1. Parque Universitario "Francisco Vivar Castro, Universidad Nacional de Loja, Loja-Ecuador.

2. Carrera de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de Loja, Loja - Ecuador

3. Investigador Independiente, Loja-Ecuador

4. Herbario Reinaldo Espinosa, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

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

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2088>

Recibido: 05/09/2023

Aceptado: 20/12/2023

Resumen

La degradación de los paisajes forestales, son el resultado de complejas interacciones, no solo de las dinámicas naturales si no de las acciones humanas ante la preferencia por los recursos que estos ofrecen. Estos factores aumentan la heterogeneidad espacial, la pérdida de biodiversidad y fragmentación del hábitat; provocando alteraciones sobre la estructura, funcionamiento y procesos ecológicos de los bosques. El documento se enfoca en contextualizar las generalidades de la restauración ecológica y de paisajes a través de la revisión bibliográfica. La restauración permite revertir y subsanar los efectos de la degradación de los ecosistemas y con ello mejorar el bienestar de las personas. Dada la creciente preocupación, los esfuerzos se reflejan en estrategias, metas, acciones y tratados para la restauración, con el propósito de revertir los procesos de degradación de los bosques y, promover la adaptación y mitigación al cambio climático. La restauración se rige a una serie de principios (SER, ONU) ecológicos y sociales. La trayectoria de la restauración no es lineal y refleja una serie de barreras que deben ser superadas a través de estrategias como la restauración activa y pasiva permitiendo mejorar la resiliencia. Los procesos deben ir más allá de la implementación, necesitan ser evaluados a través de indicadores que demuestren los cambios y resultados ecológicos y sociales que demuestren la pertinencia y éxito de la restauración.

Palabras claves: restauración forestal de paisajes, plan nacional de restauración, estrategias, barreras, indicadores.

Abstract

The degradation of forest landscapes is the result of complex interactions, not only of natural dynamics but also of human actions due to the preference for the resources they offer. These factors increase spatial heterogeneity, biodiversity loss and habitat fragmentation; causing alterations in the structure, functioning and ecological processes of the forests. The document focuses on contextualizing the generalities of ecological and landscape restoration through the bibliographic review. Restoration makes it possible to reverse and remedy the effects of ecosystem degradation and there by improve people's well-being. Given the growing concern, efforts are reflected in strategies, goals, actions and treaties for restoration, with the purpose of reversing forest degradation processes and promoting adaptation and mitigation to climate change. The restoration is governed by a series of ecological and social principles (SER, ONU). The restoration trajectory is not linear and reflects a series of barriers that must be overcome through strategies such as active and passive restoration, allowing resilience to be improved. The processes must go beyond implementation, they need to be evaluated through indicators that demonstrate the ecological and social changes and results that demonstrate the relevance and success of the restoration.

Keywords: forest landscape restoration, national restoration plan, strategies, barriers, indicators.

Introducción

Los bosques son una fuente de biodiversidad, incluyen la riqueza, diversidad y endemismo de flora y fauna según las regiones. Además, constituyen una prioridad global de conservación por su importante papel en la provisión de servicios ecosistémicos (FAO, 2021a) como son la recreación y caza, hábitat, suministro de productos forestales maderables y no maderables, servicios hídricos y sumideros de carbono; recursos que se obtienen de los activos naturales, presentes en este tipo de ecosistemas (FAO y PNUMA, 2020).

Desafortunadamente, están siendo degradados aún ritmo acelerado por diversas actividades humanas como la deforestación (Boanares y Schetini, 2014), agricultura, producción pecuaria (Vargas, 2011) y la introducción de especies exóticas (Mansourian, 2021); causando la pérdida de 420 millones de hectáreas desde 1990 (FAO, 2021a). Los bosques se han transformado en mosaicos de cultivos, pastizales y fragmentos forestales, alterando su estructura y funcionalidad (Gold et al., 2004, Soudre 2004, Barrera et al., 2005, Vargas y Díaz 2007, Otero y Onaindia 2009).

Esta problemática genera en la comunidad científica, tomadores de decisiones y pobladores en general, una conciencia ambiental de revertir la degradación de bosques y paisajes forestales, recuperar la biodiversidad y los servicios ambientales a través de la restauración (Gann et al., 2019; SER, 2004). La recuperación de la cobertura vegetal permite combatir los efectos negativos del cambio climático y complementar estrategias de manejo del paisaje para la sostenibilidad de la vida en los bosques (Aronson et al., 2007; Aronson y Alexander, 2013; Clewell y Aronson, 2013). La restauración es integral, por ende, es una actividad que brinda beneficios sociales y económicos para las poblaciones locales que permiten su sostenibilidad (Nellemann y Corcoran, 2010; de Groot et al., 2013).

El impulso de iniciativas de restauración ecológica lideradas por la academia, sociedad civil, ONGs y entidades gubernamentales ha generado información clave que debe ser sistematizada para poder replicarla en sitios con características edafo-climáticas y ambientales similares. Los compromisos internacionales y nacionales de incluir la restauración ecológica en las agendas de gobierno a través

de planes de restauración y de diversificar su complementariedad en las actividades de manejo y conservación de ecosistemas naturales y paisajes rurales es necesario; así como su retroalimentación para socializar los avances, nudos críticos y potenciales soluciones en la implementación de un paquete técnico-jurídico y financiero en territorio.

Bajo este contexto, el documento hace referencia a generalidades del contexto e implicaciones de la restauración de bosques y paisajes forestales. En especial, se hace énfasis en información general de las actualidades en la restauración y, como esta ha sido abordada a través de la perspectiva de varias estrategias y herramientas para dirigir el éxito en los procesos de la restauración.

■ Materiales y Métodos

Se utilizó información secundaria disponible en la Word Wide Web, priorizando contenido en el buscador de la web Google Académico, bases de datos de artículos y revistas científicas disponibles en Scielo y SCOPUS, y la red social para investigadores ResearchGate. Las palabras claves utilizadas fueron restauración del paisaje forestal, monitoreo y restauración Ecuador, restauración forestal Ecuador, Plan Nacional Restauración del Ecuador y Forest Landscape Restoration.

La mayoría de los documentos se revisaron y usaron son de Google Scholar, debido a que contiene información abierta, que no es monopolizada a través de cobros monetarios para acceder a la documentación completa (Boanares y Schetini, 2014). Por otra parte, se puede encontrar información más perceptible para todo tipo de investigador. Además, la ventaja es que se encuentra información como planes de restauración, tesis de grado, experiencias, documentos técnicos y artículos locales.

■ Resultados y Discusión

Contexto de la Restauración Ecológica

La restauración ecológica tuvo inicio en el siglo XX, con una percepción utilitaria y ecocéntrica, posteriormente, en 1934 el conservacionista Aldo Leopold da peso a la restauración ecológica demostrando su ideología con la ética de la naturaleza, para años más tarde a finales del siglo XX visualizar a la restauración como el retorno de las condiciones originales del ecosistema (Cecon y Pérez, 2016) posterior a la degradación de sus funciones ecosistémicas ocasionadas por un época antropocentrista. Hoy en día es la década de la restauración con una visión de generar conciencia ambiental y política en la sociedad (Mansourian, 2021), una década que pretende devolver los recursos arrebatados a la naturaleza y con ello lograr adaptar y mitigar el cambio climático.

Para lograr un concepto desarrollado de la restauración, debió pasar por percepciones ecológicas de diversos aportes de la ecología. Adicionalmente, la restauración puede ser mal interpretada, Vargas (2008) identifica la confusión de terminologías como la rehabilitación y reclamación o reemplazo. La rehabilitación no busca recuperar el ecosistema original, alivia las tensiones y promueve renovar los servicios ecosistémicos para ofrecer la continuidad ecosistémica, por otra parte, la reclamación no incluye el ecosistema predisturbio, por lo cual, se enfoca en la estabilización de las funciones, composición y estructura para posterior poder disponer la tierra a cualquier tipo de uso o cobertura (Vargas, 2008).

Ante lo mencionado, la Sociedad Ecológica para la Restauración SER, define a la restauración ecológica como el proceso de ayudar a recuperar un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (Clewel y Aronson, 2013) por un sinnúmero de disturbios, principalmente, la ganadería, minería y

expansión agrícola (Méndez-Toribio et al., 2017). Estas actividades aportan a la fragmentación de los ecosistemas. La restauración ecológica, se inclina a comprender una serie de aspectos sucesionales integrados por la auto sustentabilidad, funcionalidad, estructura, integridad, resiliencia que tratan de explicar el campo de la ecología (Martínez, 1996).

En la actualidad una nueva visión de la restauración ecológica, promueve la Restauración de Paisajes Forestales (RPF) (Mansourian et al., 2021b) que, se destaca por tener un enfoque integral, es decir, abarca un mosaico de interacciones bióticas, abióticas, usos de la tierra y bienestar social que conduce a la sostenibilidad (Sabogal et al., 2015). Una sostenibilidad que impulsa los medios de vida, las economías, la producción de alimentos y la seguridad hídrica (UICN y WRI, 2014).

Lejos de una restauración clásica y lineal, las necesidades de la sociedad se han vuelto prioritarias. Se consideran una evolución que abarca la trascendencia temporal de las necesidades humanas y culturales (Vargas, 2011), que ven el conocimiento de la historia como información y referencia, conexiones culturales enriquecedoras y roles en el futuro (Higgs et al., 2014).

Restaurar aporta al bienestar ecológico y social. Holl (2023), FAO & WRI (2019) mencionan una serie de motivaciones para lograrlo, como: la compensación por daños pasados, beneficios económicos, valor cultural-espiritual, manejo del agua, mejoramiento del suelo, alimentación, legislativo, entre otros. Las necesidades se basan en una serie de ocho principios (Tabla 1) establecidos por la SER que sustancialmente promuevan la planificación e implementación eficiente de la restauración (Gann et al., 2019).

Como parte de la evolución de la restauración, se requiere ser más integral y por ello la Organización de las Naciones Unidas ONU promueve 10 principios de la restauración de ecosistemas (ONU, 2021) (Tabla 1), basados en la necesidad de los Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS, principalmente en: objetivo 1 fin de la pobreza, 6 agua limpia y saneamiento, 13 acción por el clima y 15 vida de ecosistemas terrestres.

Tabla 1. Principios de la restauración promovidos por la SER y la ONU

Sociedad Ecológica para la Restauración			Organización de las Naciones Unidas		
Principio	Social	Ecológico	Principio	Social	Ecológico
1. Involucrar a las partes interesadas	✓		1. Contribuye a los ODS de la ONU	✓	✓
2. Usa muchos tipos de conocimientos	✓		2. Promueve la gobernanza, justicia social y equidad	✓	
3. Se sustenta en la información de ecosistemas de referencia nativos		✓	3. Incluye un continuo de actividades de restauración		✓
4. Apoya los procesos de recuperación		✓	4. Busca lograr el nivel más alto de recuperación de ecosistemas y bienestar humano	✓	✓
5. Se evalúa en función de objetivos y metas claras	✓	✓	5. Aborda las causas directas e indirectas de la degradación	✓	✓

Sociedad Ecológica para la Restauración			Organización de las Naciones Unidas		
Principio	Social	Ecológico	Principio	Social	Ecológico
6. Busca el nivel más alto de recuperación posible		✓	6. Incorpora todo tipo de conocimiento y los integra	✓	
7. Gana valor acumulado aplicado a grandes escalas		✓	7. Se basa en objetivos y metas bien definidos	✓	✓
8. Es parte de un continuo de actividades recuperativas		✓	8. Se adapta a los contextos ecológicos, sociales y socioeconómicos considerando el paisaje	✓	✓
			9. Incluye el monitoreo, evaluación y gestión adaptativa	✓	✓
			10. Es propiciada por políticas y medidas de promoción	✓	

La formulación de los principios son clave y se han logrado consolidar siendo más inclusivos, por lo que, los lineamientos ecocéntricos y antropocéntricos se fusionan haciendo que el sistema sea multifuncional. Las necesidades ecológicas y sociales surgen del declive de los recursos naturales influenciados por un modelo extractivista, lo que impulsa a que, la restauración se promueva con la finalidad de lograr la mitigación y adaptación del cambio climático (Méndez-Toribio et al., 2017; UICN y WRI, 2014).

Los principios direccionan los desafíos de la restauración de los ecosistemas terrestres, adoptados por diversos organismos internacionales, gobiernos y actores locales. Actualmente, las acciones son lideradas por iniciativas como el Desafío de Bonn de restaurar 150 millones de hectáreas hasta 2020 y posterior 350 millones de hectáreas hasta 2030, adicional, para cumplir la meta se complementó la Iniciativa 20 x 20 vinculado con varios tratados como el Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático CMNUCC, Metas de Aichi, Objetivos de Desarrollo Sostenible ODS, metas de la Convención de las Naciones Unidas para la lucha contra la desertificación, Convenio sobre Comercio Internacional de Maderas Tropicales ITTO, Protocolo de Nagoya, Convenio sobre la Diversidad Biológica, IPBES, REDD+ (FAO, 2021b; Gann et al., 2019; UICN y WRI, 2014).

El éxito de la restauración no se enfoca solamente en la plantación de grandes áreas con árboles, sino también, ofertar alternativas que mejoren la calidad de vida de las personas (Sanchún et al., 2016). Así como, entender la dinámica de sucesión e interactuar con el medio físico que rodea al paisaje y permitir recuperar sus bienes y servicios degradados (Higgs et al., 2014). Los principios argumentan que en el tiempo se disminuya la dependencia del uso intensivo de la tierra y los recursos forestales, principalmente la madera; esto con el fin de alcanzar una desintoxicación y descarbonización de la actividad económica (ONU, 2021) plagada por el consumismo e incremento poblacional insostenible.

Contexto de la restauración en Ecuador

El caso de Ecuador, los procesos históricos surgen de forma intencional en los años 1970 con plantaciones realizadas por el Ministerio de Agricultura y Ganadería MAG, y con el Plan Bosque liderado por FONAFOR, con un principio de luchar contra la “degradación” de las tierras. El establecimiento de plantaciones forestales con fines comerciales de Eucalipto y Pino en la sierra de Ecuador (Bustamante y Salles, 2020) pretendía la restauración de paisajes degradados y deforestados y, por otra parte, a futuro sustentar las necesidades económicas (Farley, 2007) de los propietarios que prestaron sus tierras. Sumado a esto el BID promovió el uso de las tierras de baja productividad. En este contexto, en el año 1990 PLAMFOR con su Programa Forests Absorbing Carbon Dioxide FACE inició los procesos de forestación a nivel nacional con la finalidad de capturar carbono.

En 2014 mediante acuerdo Ministerial 041 se implementa el Plan Nacional de Restauración Forestal 2014-2017 con fines de conservación ambiental, protección de cuencas hidrográficas y beneficios derivados (Ministerio del Ambiente, 2014). La meta a restaurar apuntaba a 500 000 ha basados en potenciar la regeneración natural asistida y el enriquecimiento con especies nativas (Aguilera, 2018).

Entre 1981 y 2014 participaron instituciones y organismos como la Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas CESA, Programa para el Desarrollo Regional de Sur PREDESUR (Bustamante y Salles, 2020), Ministerio de Agricultura y Ganadería MAG, Ministerio del Ambiente del Ecuador MAE, Secretaria Nacional del Agua SENAGUA, Programa Face de Forestación del Ecuador PROFAFOR y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO (Ministerio del Ambiente MAE, 2019). Los procesos actualmente se han centralizado y se manejan desde la dirección del Ministerio de Agua y Transición Ecológica MAATE como autoridad estatal que regula y vela por el bienestar y los derechos de la naturaleza.

Ecuador al reconocer a la naturaleza como sujeto de derecho en la Constitución del 2008, se ve en la obligación política y moral de emprender acciones de la restauración. Bajo el escenario de planes nacionales pasados, errores y lecciones aprendidas, se implementa el Plan Nacional de Restauración forestal 2019-2030, que tiene como meta restaurar 30 000 ha en áreas prioritarias de la región andina, litoral y amazónica (MAE, 2019).

El Plan Nacional de Restauración Forestal 2019-2030, sustentado bajo un marco jurídico internacional y nacional establece un modelo de gestión que garantice los derechos de la naturaleza y el bienestar social de las comunidades. El modelo de gestión es clave para tener un proceso ordenado y eficiente, por ello el plan que es una herramienta técnica y jurídica presenta una serie de fases que incluye marco jurídico, marco conceptual, priorización de áreas, estructura técnica de ejecución respecto a las modalidades, prácticas y estrategias; análisis de la oferta y demanda de la restauración, enfoque de género, ingeniería del programa (planificación, ejecución y roles) monitoreo, reporte y verificación, estrategias e incentivos (MAE, 2019).

Un avance muy importante del Plan es contar con un marco conceptual, priorización de áreas y un sistema de monitoreo, requisitos necesarios que permite captar recursos de cooperación internacional. Adicional, contar con reglas claras para acceder a recursos financieros en forma competitiva es un logro significativo, o que permitirá a instituciones públicas y privadas del Ecuador dedicadas a actividades de restauración fortalecer sus proyectos. Lineamientos que no permitirán desviarse de los objetivos, con el fin de apuntar al éxito de la restauración.

El “cuello de botella” o desventajas que presenta el plan de restauración, es el tiempo de ejecución de los proyectos. Cuando se quiere recuperar un ecosistema degradado se habla de un proceso continuo de la restauración, desde un disturbio hacia la recuperación total y, para ello tendrían que pasar cientos o miles de años. Entonces el tiempo se vuelve clave para validar los cambios del proceso. Refiriéndose al plan, este presenta una duración de 3 años (Ministerio del Ambiente, 2019; Zambrano-Caicedo, 2017), en comparación a otros planes nacionales de países como Brasil, Colombia y Guatemala que establecen un periodo de 10 a 30 años (Méndez-Toribio et al., 2017).

Las debilidades en cuanto al tiempo, limita la propuesta de variables e indicadores (Tabla 5) a largo plazo. Por ende, determinar los beneficios ecológicos en la mayoría de casos no apuntan más allá de árboles plantados, y los beneficios sociales solo quedan como evidencia de la participación local (Coppus et al., 2019), no se reflejan cambios en los medios de vida. Sin duda, dejar la sostenibilidad a la suerte de los actores, convierte a la restauración en un proceso incompleto y, posiblemente, se repita el ciclo de la insostenibilidad de los recursos.

Es importante reconocer que, con el interés de promover la restauración, en 2016 se funda la Red Ecuatoriana de Restauración del Paisaje, que a través de los congresos nacionales de restauración se encarga de reunir a profesionales, academia, instituciones (públicas y privadas) y organismos internacionales de cooperación para compartir las experiencias y propuestas desarrolladas.

Estrategias enfocadas a la restauración

La restauración ecológica pretende recuperar varias funcionalidades ecosistémicas desde las más complejas que involucran aspectos como la riqueza de especies, ciclo de nutrientes, banco de semillas, regulación del clima, mejoramiento de aporte hídrico y otros recursos bióticos y abióticos semejantes a un ecosistema de referencia como punto de partida y deseado. Para lograr parte de la recuperación total se han adoptado estrategias sostenibles, principalmente, abordaremos las Soluciones Basadas en la Naturaleza (SBN), Adaptación basada en ecosistemas (AbE) y la Restauración de Paisajes Forestales (FLR por sus siglas en inglés).

Las SBN, están desarrolladas para eliminar los tensionantes de la restauración y los procesos ecológicos retomen su dinámica (Ramírez-Soto et al., 2022). Fueron promovidas por la Comisión Europea y la UICN, con un enfoque adaptativo que reemplace a las obras de ingeniería y tecnológicas que resultan ser costosas. Si bien su enfoque era el cambio climático, estas se han adaptado para dar soluciones a la calidad ambiental, bienestar humano, regeneración urbana, medios de vida, productividad (Ribas y Saurí, 2022). Al ser sostenibles y amigables con la naturaleza, las SBN se vinculan con principio 2 de la SER y 6 de la ONU como integradores de los conocimientos locales y tradicionales.

La AbE, usa como principal estrategia los servicios ecosistémicos y la biodiversidad para adaptar a las personas más vulnerables frente al cambio climático y, para ello adopta múltiples beneficios sociales, económicos, ambientales y culturales (Chain-Guadarrama et al., 2019; Lhumeau y Cordero, 2012). Los principios trazan el vínculo del bienestar naturaleza-personas, en donde, las estrategias nacen desde la necesidad local, permitiendo fortalecer la capacidad de resiliencia ecológica y social (Lhumeau y Cordero, 2012).

La FLR, es una de las estrategias más aceptadas y conocidas luego de la Restauración Ecológica. Esta estrategia se fomentó en el año 2000 por la World Wildlife Fund WWF y Unión Internacional para la Conservación y la Naturaleza UICN que, posteriormente, es acogida por el Bonn Challenge con la meta de restaurar 350 millones de hectáreas hasta 2030 (Mansourian, 2021a).

Se plantea a la FLR como un proceso planificado para recuperar la integridad ecológica y mejorar el bienestar humano en paisajes deforestados o degradados (Mansourian, 2021b; Gann et al., 2019). Las intervenciones humanas influyen en la degradación de la superficie mundial en un 20% (FAO y PNUMA, 2020), permitiendo que la FLR sea involucrada como herramienta política estratégica para contribuir al bienestar humano y ecológico.

Se reconoce a la FLR como integral y que, para lograr la transformación del paisaje se debe considerar varios aspectos como los actores involucrados, dónde, qué y cómo restaurar, quienes se benefician (Mansourian et al., 2021b). Es decir, socializar los planes evitaría conflictos sociales, lo cual es clave para lograr la sostenibilidad de los procesos (Sabogal et al., 2015).

Barreras o tensionantes en la restauración

Luego de los disturbios naturales o antrópicos, los ecosistemas buscan recuperar sus atributos mediante la dinámica sucesional secundaria (Sabattini y Sabattini, 2018), que se verá influenciada por la resiliencia intrínseca del ecosistema. Se debe comprender que todo sistema es complejo, independientemente de los mecanismos, técnicas o estrategias a emplear en la restauración. Esta complejidad incluye elementos como las barreras ecológicas y sociales (Vargas, 2008, 2011; Vargas et al., 2022).

Las barreras ecológicas están dadas por las características y condiciones intrínsecas del sitio. Vargas (2008) identifica tres barreras básicas para la restauración, estas involucran a la dispersión (semillas), establecimiento y persistencia (Tabla 2).

González, L., Granda, V., Muñoz, L., Torres, S., Aguirre, Zh. (2024). Contexto e implicaciones de la restauración ecológica y de paisajes. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 123-136. doi:<https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2088>

Tabla 2. Principales factores de las barreras ecológicas para la Restauración Ecológica o de Paisajes Forestales

Barreras ecológicas					
Dispersión	Establecimiento			Persistencia	
Bióticos	Abióticos	Bióticos	Abióticos	Bióticos	Sociales
Polinizadores	Disponibilidad de micrositios	Microorganismos benéficos	Condiciones climáticas	Competencia con especies exóticas	Quemas provocadas
Propágulos	Condiciones climáticas	Herbivoría	Fuego	Plagas y enfermedades	Ganadería y agricultura
Fauna dispersora	Calidad y disponibilidad del suelo	Competencia intraespecífica (especies exóticas)		Mortalidad	
Semillas recalcitrantes u ortodoxas	Inundaciones	Disponibilidad de hojarasca			
Especies colonizadoras	Baja conectividad con parches cercanos	Mortalidad			
Herbivoría en semillas					
Disponibilidad de banco de semillas					
Fragmentación					
Pérdida de hábitat					
Matriz de pastos					
Topografía					

Fuente: Vargas (2008, 2007).

Las barreras sociales o socioeconómicas se definen por los obstáculos políticos, económicos y sociales (Vargas, 2007) (Tabla 3). Estas se delimitan desde el enfoque de la articulación social como parte de un proceso integral, debido a que las perspectivas sociales determinan el equilibrio ecológico y su evolución en relación a la trayectoria trazada que no es estática. Para ello generar procesos organizativos es clave, ya que facilitará la planificación, gestión y manejo de los recursos para el éxito de la restauración.

Tabla 3. Principales aspectos y factores de barreras socioeconómicas para la Restauración Ecológica o de Paisajes Forestales

Barreras socioeconómicas		
Aspectos políticos	Aspectos económicos	Aspectos sociales
Falta de voluntad política	Costos de la restauración	Tenencia de tierra
Falta de aplicabilidad legislativa	Falta de gestión de fondos fiscales y de cooperación	Usos de la tierra
Falta de articulación institucional	Incentivos	Conflictos internos en la comunidad
		Falta de socialización de los proyectos
		Falta de inclusión de género
		Cultura ambiental
		Promoción de alternativas sostenibles

Bajo este contexto se busca eliminar los tensionantes o barreras empleando métodos adecuados para alcanzar la gestión participativa. Además, determinar atributos como la línea de tiempo o historia del ecosistema, escala, grado y extensión de la degradación, tipo de ecosistema; atributos que permitan reducir esfuerzos innecesarios y efectivizar los costos de la restauración.

Con la implementación de técnicas adecuadas se busca promover la trayectoria de la sucesión ecológica. Para los procesos de intervención, el escenario de referencia es clave y nos brinda información de atributos de un ecosistema que en el pasado tuvo comunidades en equilibrio (Clewell y Aronson, 2013), y estas se deben utilizar para recuperar un ecosistema degradado cercano. Cuando no exista un ecosistema de referencia cercano, se puede hacer una reconstrucción histórica con la comunidad concedora del territorio.

La identificación de los disturbios naturales y antrópicos han sido propicios para la planificación y establecimiento de técnicas de restauración activa y pasiva. La restauración pasiva está ligada a la recuperación de un ecosistema sin intervenciones o alterar cualquier proceso natural mediante el uso de propágulos o material del sitio o áreas cercanas. La restauración activa o reconstrucción hace énfasis en las intervenciones del humano para acelerar los procesos sucesionales hacia la recuperación temprana de un ecosistema disturbado (Holl, 2023; Gann et al., 2019; Ministerio del Ambiente, 2019; Aguirre et al., 2013). En la Tabla 4 se presenta una recopilación de las principales técnicas empleadas y mencionadas en protocolos, experiencias, libros y metodologías para la restauración de ecosistemas terrestres.

Tabla 4. Técnicas de restauración activa y pasiva para la Restauración Ecológica o de Paisajes Forestales

Modalidad de restauración	Técnicas/prácticas
Pasiva	Manejo de especies invasoras, cercado del terreno, control y vigilancia de agentes externos, manejo de pastos
Activa	Siembra directa de semillas, perchas artificiales, plantado y enriquecimiento con especies nativas o naturalizadas, control y manejo de especies invasoras, transposición de suelo, enriquecimiento de sistemas agroforestales, silvopastoriles, cercas vivas, estabilización del suelo, plantado en grupos de Anderson, refugios artificiales, lluvia de semillas, combinación de técnicas de nucleación, quemas controladas, reintroducción de fauna, enmiendas orgánicas, plantación en islas

Fuente: Holl (2023), Ministerio del Ambiente (2019), SERFOR et al. (2018); Sanchún et al. (2016), Guimarães (2015), Boanares & Schetini (2014) y Soares (2010).

Se debe considerar que, el uso de las técnicas demanda un costo y no todas pueden generalizarse para su aplicación. Estas dependen de los recursos económicos de las propuestas, y acuerdos con los beneficiarios. El objetivo será impulsar el equilibrio ecológico y bienestar social.

Indicadores claves para la restauración

Si nos preguntamos ¿Cómo podemos proceder con la restauración? ¿Cómo demostrar la efectividad de la restauración? La post restauración se traduce en el monitoreo y la evaluación, que abarcan tres elementos clave: la comparación directa, análisis de atributos y análisis de la trayectoria (Holl, 2023). Por lo cual, es clave que en los programas de restauración se incluya el monitoreo (Bustamante y Salles, 2020) de los procesos, resultados e impactos, a través de un protocolo de indicadores (Tabla 5) eficientes, medibles, alcanzables, rentables y relevantes (FAO y WRI, 2019).

Para hacer posible la evaluación de los elementos se presenta algunos indicadores propuestos, basados en la experiencia y lecciones aprendidas de proyectos y propuestas metodológicas.

Tabla 5. Variables que considerar en la Restauración ecológica o de Paisajes Forestales

Parámetros	Atributos de monitoreo	Referencias
Biológicos	Mortalidad, Supervivencia y crecimiento de plantas	
	Estado fitosanitario de plantas	Holl, 2023
	Productividad de cultivos	Gann et al., 2019
	Estructura de la vegetación	Mazón et al., 2019
	Cobertura vegetal	
	Diversidad de especies (plantas, hormigas, aves, anfibios, reptiles, artrópodos, hongos)	Ministerio del Ambiente, 2019
	Regeneración natural	
	Ensamblaje de especies (mamíferos pequeños, hongos, artrópodos terrestres, especies de plantas nativas, aves, anfibios, microorganismos del suelo)	FAO & WRI, 2019 Vásquez & Kometter, 2019
	Funciones ecológicas (colonización de micorrizas, herbivoría, dispersión de semillas)	Prado-Castillo et al., 2019 SERFOR et al., 2018
	Banco de semillas	Méndez-Toribio et al., 2017
Físicos	Grupos funcionales (tamaño de hormigas, mecanismo de dispersión de semillas, hábitos de crecimiento, gremios ecológicos, tamaño de flores, anfibios por bioma, dieta de aves)	Duarte et al., 2017 Zambrano-Caicedo, 2017
	Calidad del suelo	
	Calidad y cantidad de agua	
	Regulación del clima (temperatura y precipitación)	
	Cantidad y calidad del agua	
	Captura de carbono	
	Control de erosión	
	Propiedades fisicoquímicas del suelo, nutrientes, pH, densidad aparente, textura, Cobertura del suelo	
	Número de estratos	
	Densidad de semillas en el suelo	
Socioeconómicos	Oportunidades recreativas	
	Servicios ecosistémicos (abastecimiento, regulación, apoyo)	
	Medios de subsistencia	
	Generación de ingresos familiares	
	Beneficios económicos (ingreso, mercado, finanzas)	
	Participación en los procesos	
	Gobernanza (derechos, gestión, protección)	
	Valores estéticos	
	Valor cultural	
	Costo-efectividad	
Costos de establecimiento		
Costos de mantenimiento		

Los indicadores no se condicionan, estos se pueden ajustar en base a los objetivos del proyecto, recursos económicos, recurso humano, tipo de ecosistema, duración del proyecto, tiempo (corto, mediano y largo plazo), frecuencia de toma de datos, prácticas empleadas, escala, políticas (Holl, 2023; FAO y WRI, 2019). Aunque siendo realistas muchos indicadores se proponen en función de la facilidad y tiempo que demandan, lo cual disminuye costos y tiempo.

La relevancia del monitoreo, es clave para que los proyectos no queden cortos y sus resultados puedan ser más sostenibles. Aguilera (2018), hace un análisis de proyectos de restauración en los Andes ecuatorianos hasta el año 2016, y reporta que el monitoreo y gestión adaptativa tiene poca relevancia, siendo así que, de 13 proyectos menos del 40 % lo incluyeron en el proceso.

Para reportar el estado de la restauración, los atributos ecológicos son más utilizados que los sociales. Por ejemplo, en proyectos a corto plazo (1 a 5 años), medio plazo (6-10 años) y largo plazo (> 10 años) en un 73 % se utilizan atributos ecológicos, seguidos de condiciones físicas con 54 % y las funciones ecosistémicas en 51 %; los atributos socioeconómicos son escasos, esto tomando como referencia países con altas experiencias documentadas como Brasil, México y Costa Rica (Mazón et al., 2019).

Para tener mejores resultados y reducir costos en la selección de atributos, variables e indicadores de monitoreo en proyectos de restauraciones, hay que ser estratégicos y vincular actores clave (Gann et al., 2019) como la academia, que disponen de profesionales con un amplio conocimiento en varios campos ecológicos, ambientales, socioeconómicos y políticos. Estas alianzas permitirán potencializar la gestión y monitoreo continuo, para que la restauración no solo sea parte de un compromiso político de acuerdos y tratados; si no que cumpla con el objetivo planteado.

■ Conclusiones

La trascendencia de la restauración ha sido significativa para ser considerada desde varios enfoques ecológicos y sociales, los cuales promueven la integridad ecológica. La década de la restauración incluye a la restauración como una política que comprometa a los gobiernos a generar acciones y alianzas estratégicas como parte de un compromiso nacional y global, en donde, cada acción está constituida por objetivos integrales y claros. Adicionalmente, la identificación de las barreras, técnicas de restauración e indicadores identificados en experiencias, son clave para asegurar la planificación en los planes de restauración ecológica o de paisajes forestales, que contribuyan a la adaptación y mitigación del cambio climático.

La formulación de los proyectos de restauración debe contener en su estructura un componente de monitoreo y evaluación de las modalidades, estrategias y prácticas planteadas en las propuestas, que involucre atributos sociales, de gobernanza, ecológicos y económicos; y que, alimenten las bases nacionales y sirvan de base para retroalimentar experiencias en paisajes similares.

■ Bibliografía

- Aguilera, K. (2018). *El estado del arte de la restauración ecológica en los Andes Ecuatorianos hasta el año 2016* [Tesis de grado, Pontificia Universidad Católica del Ecuador]. Quito, Ecuador
- Aguirre, N., Torres, J., y Velasco-Linares, P. (2013). *Guía para la restauración ecológica en los páramos del Antisana*. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2014/07/Gu%C3%ADa-Metodol%C3%B3gica-restauracion-p%C3%A1ramos.pdf>

González, L., Granda, V., Muñoz, L., Torres, S., Aguirre, Zh. (2024). Contexto e implicaciones de la restauración ecológica y de paisajes. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 123-136. doi:<https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2088>

- Boanares, D., y Schetini, C. (2014). The use of nucleation techniques to restore the environment: A bibliometric analysis. *Natureza & Conservação*, 12(2), 93-98.
- Bustamante, T., y Salles, J. (2020). *De la parcela al paisaje: Restauración forestal en los Andes ecuatorianos*. FLACSO. <https://doi.org/10.46546/20203savia>
- Ceccon, E., y Pérez, D. (2016). *Más allá de la ecología de la restauración: Perspectivas sociales en América Latina y el Caribe* (1.ª ed.).
- Chain-Guadarrama, A., Martínez-Rodríguez, R. M., Cárdenas, J. M., Vélchez Mendoza, S., y Harvey, C. A. (2019). Uso de prácticas de Adaptación basada en Ecosistemas por pequeños cafetaleros en Centroamérica. *Agronomía Mesoamericana*, 1-18. <https://doi.org/10.15517/am.v30i1.32615>
- Clewell, A., y Aronson, J. (2013). The SER primer and climate change. *Ecological Management & Restoration*, 14(3), 182-186 pp. <https://doi.org/10.1111/emr.12062>
- Coppus, R., Romijn, E., Méndez-Toribio, M., Murcia, C., Thomas, E., Guariguata, M., Herold, M., y Verchot, L. (2019). *Una clasificación de proyectos de restauración del paisaje forestal en América Latina y el Caribe*. CIFOR.
- Duarte, N., Cuesta, F., Terán, A., Pinto, E., Arcos, I., Solano, A., y Torres, O. (2017). *Protocolo para monitoreo de áreas de restauración ecológica en los bosques montanos de la Cordillera Occidental del Ecuador*.
- FAO. (2021a). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825es>
- FAO. (2021b). *Restaurar la tierra – El próximo decenio*. Food & Agriculture Org.
- FAO, y PNUMA. (2020). *El estado de los bosques del mundo 2020*. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- FAO, y WRI. (2019). *El camino de la restauración: Guía de identificación de prioridades para monitorear los bosques y paisajes*.
- Farley, K. A. (2007). Grasslands to Tree Plantations: Forest Transition in the Andes of Ecuador. *Annals of the Association of American Geographers*, 97(4), 755-771. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.2007.00581.x>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., y Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Guimarães, A. (2015). *Restauración de ambientes degradados por la actividad pecuaria* [Tesis de Doctorado, Universidad de Barcelona]. <http://hdl.handle.net/2445/103729>
- Higgs, E., Falk, D. A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R. J., Jackson, S. T., Rhemtulla, J. M., y Throop, W. (2014). The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(9), 499-506. <https://doi.org/10.1890/110267>
- Holl, K. (2023). *Introducción a la restauración ecológica*.
- Lhumeau, A., y Cordero, D. (2012). *Adaptación basada en Ecosistemas: Una respuesta al cambio climático*.

- Mansourian, S. (2021). From landscape ecology to forest landscape restoration. *Landscape Ecology*, 36(8), 2443-2452. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01175-6>
- Mansourian, S., Berrahmouni, N., Blaser, J., Dudley, N., Maginnis, S., Mumba, M., y Vallauri, D. (2021). Reflecting on twenty years of forest landscape restoration. *Restoration Ecology*, 29(7). <https://doi.org/10.1111/rec.13441>
- Martínez, E. (1996). Restauración ecológica. *Ciencias*, 043, 6.
- Mazón, M., Aguirre, N., Echeverría, C., y Aronson, J. (2019). Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. *Restoration Ecology*, 27(5), 992-999. <https://doi.org/10.1111/rec.12986>
- Méndez-Toribio, M., Martínez-Garza, C., Ceccon, E., y Guariguata, M. (2017). Planes actuales de restauración ecológica en Latinoamérica: Avances y omisiones. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 1. <https://doi.org/10.15359/rea.51-2.1>
- Ministerio del Ambiente. (2014). *Plan Nacional de Restauración Forestal 2014-2017*.
- Ministerio del Ambiente. (2019). *Plan Nacional de Restauración 2019-2030*.
- ONU. (2021). *Principios para la restauración de los ecosistemas como guía para el Decenio de las Naciones Unidas 2021-2030*.
- Prado-Castillo, L., Luna-Sarmiento, D., Sabogal-González, A., Gil-Leguizamon, A., Olaya-Angarita, J., Hernández-Velandia, D., Bravo-Pedraza, W., Camargo-Espitia, N., Medina, W., Muñoz-Ávila, J., Ovalle-Pacheco, A., Moreno-Mancilla, O., Morales-Alba, A., y Reyes-Camargo, J. (2019). *Abordaje metodológico para la restauración de ecosistemas Andinos*.
- Ramírez-Soto, A., García-Valencia, A., y Trujillo-Santos, O. (2022). *Soluciones basadas en Naturaleza (SbN) para enfrentar el cambio climático en zonas de montaña. La restauración ecológica como estrategia complementaria a la agroforestería*. CityAdapt, Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Ribas, A., y Saurí, D. (2022). Las soluciones basadas en la naturaleza como estrategias en la gestión del riesgo de inundación. *Cuadernos de geografía*, 108, 819-832.
- Sabattini, J., y Sabattini, R. (2018). Sucesión vegetal y restauración ecológica. *Revista Científica Agropecuaria*, 22(1-2), 31-53.
- Sabogal, C., Christophe, B., y McGuire, D. (2015). Restauración de bosques y paisajes: Conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución. *Unasylva. Revista Internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales*, 66(245), 116.
- Sanchún, A., Botero, R., Morera, A., Obando, G., Russo, R., Scholz, C., y Spinola, M. (2016). *Restauración funcional del paisaje rural: Manual de técnicas*.
- SER. (2004). *Principios de SER Internacional sobre la Restauración Ecológica*.
- SERFOR, Biodiversity-Peru, y ICRAF. (2018). *Experiencias de restauración en el Perú. Lecciones aprendidas*. (Primera edición).
- Soares, S. M. P. (2010). Técnicas de restauração de áreas degradadas. *Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora*, 1-9.

González, L., Granda, V., Muñoz, L., Torres, S., Aguirre, Zh. (2024). Contexto e implicaciones de la restauración ecológica y de paisajes. *Bosques Latitud Cero*, 14(1), 123-136. doi:<https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2088>

- UICN y WRI. (2014). *Guía sobre la Metodología de evaluación de oportunidades de restauración (ROAM): Evaluación de las oportunidades de restauración del paisaje forestal a nivel nacional y subnacional*. (edición de prueba).
- Vargas, O. (2007). *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino* (Primera edición).
- Vargas, O. (2008). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino* (Segunda Edición).
- Vargas, O. (2011). Restauración ecológica: Biodiversidad y Conservación. *Acta biológica colombiana*, 16(2), 221-246.
- Vargas, O., Melgarejo, L. M., Rojas-Zamora, O., Pérez-Martínez, L., Ávila-R, L., Insuasty-Torres, J., Castiblanco-Álvarez, F., Rodríguez Castillo, N. A., y Armero-Estrada, M. (2022). *Bases ecológicas y sociales para la restauración de los páramos*.
- Vásquez, J., y Kometter, R. (2019). *Lineamientos metodológicos para iniciativas de restauración de paisajes de bosques andinos*.
- Zambrano-Caicedo, E. (2017, diciembre). Plan Estratégico para la restauración forestal de ecosistemas terrestres húmedos en la provincia del Guayas (Ecuador). *Revista Científica de Ciencias, Naturaleza y Ambiente*, 11(2), 82-92.

Medición de gases de efecto invernadero en suelos agrícolas y ganaderos mediante cámaras estáticas cerradas en el sector Zalapa, ciudad de Loja.

Measurement of greenhouse gases in agricultural and livestock soils using closed static chambers in the Zalapa sector, city of Loja.

María Paccha¹

Vinicio Alvarado-Jaramillo*²

Haline Heidinger³

Lía Ramos³



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

2. Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Loja, Loja - Ecuador

3. Departamento de Recursos Hídricos, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima 15024, Peru

4. Departamento de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima 15024, Peru

* Autor para correspondencia: vinicio.alvarado@unl.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2129>

Recibido: 13/07/2023

Aceptado: 07/11/2023

Resumen

La actividad agrícola y ganadera es una de las principales fuentes de emisión de gases de efecto invernadero (GEI), el presente estudio se realizó en el sector de Zalapa área suburbana de la ciudad de Loja cuyas características de producción agrícola y ganadera son fundamentales en la economía de la ciudad; se midieron las emisiones de flujos de suelo de tres gases de efecto invernadero: dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄) en parcelas agrícolas y ganaderas, para ello se usó cámaras cerradas estáticas de volumen de 21,4 litros y se emplearon sensores ensamblados en una placa Arduino Mega 265, los sensores fotoquímicos empleados fueron MQ4, MQ135 y un sensor infrarrojo MHZ-19B para registrar las variaciones de CH₄, N₂O y CO₂ respectivamente. Las emisiones de CO₂ fueron mayores en las parcelas ganaderas, con un valor de 405 ppm, en parcelas agrícolas se registraron concentraciones de CH₄ con 92,45 ppm; las variaciones de N₂O fueron similares en parcelas agrícolas y ganaderas con promedios de 1,96 y 2 ppm respectivamente. La porosidad del suelo no afectó los flujos de gases de efecto invernadero, ya que se observaron mayores emisiones de CO₂ en parcelas ganaderas, a pesar de tener una porosidad menor que las parcelas agrícolas, las estimaciones totales de emisiones de gases de efecto invernadero en el sector de Zalapa, representaron el 1,78 % de CO₂, 0,43 % para CH₄ y el 0,5 % de N₂O de los promedios nacionales reportados por la FAO.

Palabras clave: Gases de efecto invernadero (GEI), Actividad agrícola y ganadera, cámaras cerradas, flujos de gases del suelo.

Abstract

Agricultural and livestock activities are one of the main sources of greenhouse gas (GHG) emissions. The present study was conducted in the Zalapa area, a suburb of the city of Loja, whose agricultural and livestock production characteristics are essential to the city's economy. We measured soil flux emissions of three greenhouse gases: carbon dioxide (CO₂), nitrous oxide (N₂O), and methane (CH₄) in both agricultural and livestock plots. We used static closed chambers with a volume of 21.4 liters and employed sensors assembled on an Arduino Mega 265 board. The photochemical sensors used were MQ4, MQ135, and an infrared sensor MHZ-19B to record variations in CH₄, N₂O, and CO₂, respectively. CO₂ emissions were higher in livestock plots, with a value of 405 ppm, while in agricultural plots, concentrations of CH₄ reached 92.45 ppm. N₂O variations were similar in both agricultural and livestock plots, with averages of 1.96 and 2 ppm, respectively. Soil porosity did not affect greenhouse gas fluxes, as we observed greater CO₂ emissions in livestock plots, despite having lower soil porosity than agricultural plots. The total estimates of greenhouse gas emissions in the Zalapa area represented 1.78% of CO₂, 0.43% for CH₄, and 0.5% for N₂O compared to national averages reported by FAO.

Keywords: Greenhouse gases (GHG), Agricultural and livestock activity, Closed chambers, Soil gas fluxes.

Introducción

El cambio climático ha surgido como un desafío apremiante que ha captado la atención mundial en las últimas décadas. Se refiere a una transformación a largo plazo en la temperatura promedio y los patrones climáticos de nuestro planeta, siendo principalmente causado por actividades humanas como la quema de combustibles fósiles, la deforestación y otras prácticas que liberan gases de efecto invernadero a la atmósfera, los principales GEI son el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso, estos gases actúan como una manta que retiene el calor solar, provocando un aumento en la temperatura global. Estos cambios pueden tener consecuencias de gran alcance para la salud humana, la agricultura, los ecosistemas naturales y la economía. El aumento de los gases de efecto invernadero (GEI) es la principal causa del cambio climático. La agricultura y la ganadería a nivel industrial contribuyen significativamente a estas emisiones (Steinfeld & Gerber, 2010). A nivel mundial, estos sectores representan el 18% de las emisiones totales, siendo el metano la mayor contribución. América Latina contribuye con el 7% de las emisiones globales, y en Ecuador, el sector agropecuario es el tercer mayor emisor con el 18.17% de las emisiones totales (Calvin et al., 2016).

Según el informe AR6 del IPCC, en 2019 Ecuador emitió 53,8 millones de toneladas métricas de dióxido de carbono equivalente (MtCO₂e), lo que representa el 0,14% de las emisiones globales de gases de efecto invernadero. En el sector agrícola de Ecuador, las principales fuentes de emisiones son la fermentación entérica, el manejo del estiércol y el cultivo de arroz. El ganado contribuye significativamente a las emisiones debido a la cantidad de ganado en el país, lo que genera emisiones de metano a través de la fermentación entérica y el manejo del estiércol. El cultivo de arroz también emite metano debido a los métodos anaeróbicos utilizados en su cultivo (Masson-Delmotte et al., 2021). Ecuador ha implementado diversas iniciativas para abordar las emisiones de la agricultura y la ganadería, promoviendo prácticas sostenibles de gestión ganadera y mejorando la gestión del estiércol y el cultivo de arroz; sin embargo, reducir estas emisiones presenta desafíos debido a la importancia económica y los medios de vida que estos sectores representan para el país (Bárcena et al., 2020). En la ciudad de Loja, no se dispone de un inventario preciso de las emisiones de gases de

efecto invernadero, a pesar de contar con registros de agricultores y ganaderos (GADM Loja, 2014), esto repercute significativamente sobre la adecuada toma de decisiones para una gestión adecuada para la mitigación de gases de efecto invernadero a nivel local.

Es importante cuantificar con precisión las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para comprender la magnitud del problema y desarrollar estrategias efectivas de reducción. Se han adaptado en la actualidad técnicas accesibles y económicamente viables para medir estas emisiones, ya que muchas de las técnicas convencionales son costosas y requieren tiempo y experiencia. Una de estas técnicas es el uso de cámaras estáticas, que se utilizan ampliamente en diferentes tipos de suelos y regiones (Bekku et al., 1995), por ejemplo, se han usado en zonas agrícolas durante más de 30 años y representa el 95 % de las investigaciones en la medición de gases como CO₂, CH₄ y N₂O. La utilización de cámaras estáticas ha permitido identificar las fuentes de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y determinar su contribución relativa al problema; además, esta técnica proporciona información importante sobre la distribución espacial de las emisiones, lo cual es crucial para desarrollar estrategias específicas y efectivas de reducción. El enfoque metodológico utilizado en este estudio tiene el potencial de reducir costos en redes de monitoreo continuo y proporciona información valiosa sobre la magnitud, los patrones y las fuentes de las emisiones de GEI. Esto es fundamental para comprender el problema y desarrollar soluciones efectivas en la ciudad de Loja, así como para seguir el progreso hacia la reducción de emisiones.

■ Materiales y Métodos

El estudio se realizó en el sector de Zalapa, ubicado en el área periférica norte de la ciudad de Loja (Figura 1), ubicada en el cantón y provincia de Loja en el Sur de la Región Interandina del Estado ecuatoriano en las coordenadas -3.9327 Latitud Sur y -79.2342 de Longitud Oeste. (GADM Loja, 2017); en la urbe, la altitud varía entre 2.400 m s.n.m. a 2000 m s.n.m., siendo la más baja en el Norte, respecto a los bordes, varía entre 2.550-2.200 m al oeste y 2.400-2.200 m al este (GADM Loja, 2014).



Figura 1. Mapa del sector Zalapa al norte de la ciudad de Loja

Evaluación de condiciones de suelo

Se realizó un muestreo al azar del suelo en la zona de estudio, considerando diferentes áreas representativas de las prácticas agrícolas y ganaderas, se realizaron análisis sobre propiedades físicas del suelo, como textura, estructura, densidad real y aparente. Estos datos permitieron evaluar las condiciones del suelo y establecer posibles relaciones con las prácticas agrícolas y ganaderas.

Características físicas y químicas del suelo

Los análisis físicos y químicos se realizaron en el Laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Loja, las muestras se tomaron en base instructivo INT/SFA/10 de Agrocalidad y Guía de Análisis de Suelos de CORPOICA (AGROCALIDAD, 2018).

Concentraciones de GEI mediante cámaras estáticas cerradas

De acuerdo a Arenas (2016), la cámara estática cerrada convencional consiste en dos partes: la base y la cámara (Figura 2 A), que pueden fabricarse en diferentes materiales como acero inoxidable o con tubos de PVC. Las dimensiones para el diseño de la cámara fueron propuestas por el proyecto “Gestión de gases de efecto invernadero en el sector AFOLU en la periferia urbana de la ciudad de Loja”, existen muchas dimensiones que son analizadas por De Klein and Harvey (2012) y Arenas (2016), sin embargo se pueden considerar las siguientes variables de diseño que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Especificaciones para el diseño de cámaras estáticas cerradas.

Especificación	Medidas propuestas
Volumen de la cámara	10 L
Altura de la cámara	25,4 cm
Altura de la Base	10 cm
Diámetro interno	22,5 cm
Radio	11,25 cm
Área de la base	397,4 cm ²
Tiempo de muestra	9 horas/día
Número de cámaras	3



Figura 2. A) Construcción de tapas y bases. B) Diseño final con los sensores instalados.

Para la medición de GEI se usó una placa de Arduino modelo Mega 2560, a la que se conectaron sensores MQ-4 para medición de CH_4 , MQ-135 para medición de N_2O y MH Z19B para medición de CO_2 , junto con ellos se conectó un módulo de reloj RTC DS3231, pantalla LSD 16x2, Micro SD para almacenamiento, sensor de temperatura y humedad DHT11. Los sensores fueron precalentados y calibrados conforme señala el fabricante. En la Figura 2 se muestra la cámara que contiene en la parte interior los sensores de GEI, humedad y temperatura, en la parte superior se aloja la placa Arduino con la memoria SD, reloj y pantalla. La configuración se hizo en el software Arduino IDE para generar el código necesario para los sensores, se usaron las librerías Adafruit, DHT, LiquidCrystal I2C y RTCLib. Siguiendo la estructura de otros programas como R o Python, implementamos un comando de lectura y se programa un intervalo de 30 minutos para registro y almacenamiento de datos de GEI, Temperatura y Humedad al interior de las cámaras.

Diseño de muestreo.

El muestreo tuvo lugar en una extensión de 4 hectáreas de pastizales dedicadas a la ganadería y en 1,5 has dedicadas al cultivo de hortalizas, estos sitios mostraron características homogéneas de suelos y también de manejo. El número de réplicas por sitio o parcela fueron tres cámaras colocadas a 2 m de distancia; considerando la variabilidad del N_2O , se realizó un desplazamiento (de las cámaras hacia diferentes potreros y sitios de cultivo con la finalidad de cubrir la mayor área de estudio; dicho desplazamiento se lo realizó con intervalos regulares de un día y un total de tres rotaciones como se ve en la Figura 3. Las mediciones se hicieron a partir de las 08h00 a 17h00 con intervalos de 30 minutos, estas mediciones se hicieron en los meses de diciembre de 2022 y enero a febrero de 2023.

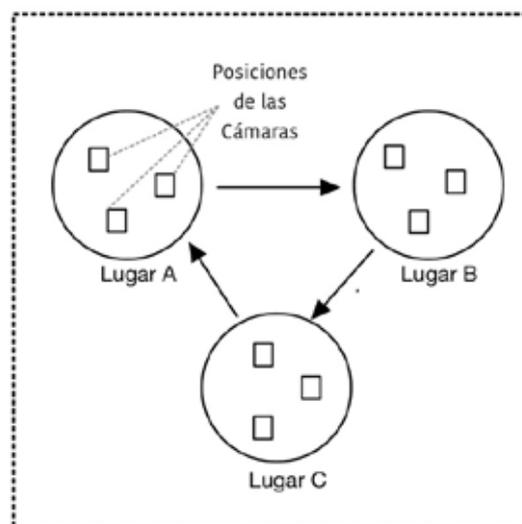


Figura 3. Disposición de unidades discretas para muestreo con desplazamiento de las cámaras cerradas estáticas.

El procesamiento de datos se lo realizó en el software *Excel* del paquete *Office* y el análisis de los datos en Python, en el cual, se realizaron análisis de estadística descriptiva, y visualización de datos con gráficas de Caja y Bigotes de las concentraciones de los gases de estudio.

Cálculo de flujos de GEI y estimaciones para el sector de Zalapa

Con los resultados obtenidos de la cobertura de suelo para las áreas de cultivo y de pastizal se estimaron las emisiones totales en toneladas métricas/ha/día y se estimaron para el total de hectáreas encontradas en el estudio. Los flujos se calcularon mediante la siguiente fórmula (Toprak, 1995; Picot et al., 2003; Yacob et al., 2006; Singh et al., 2005; Stadmark y Leonardson, 2005):

$$F = \frac{dC}{dt} * \frac{M * Vc}{R * T * A}$$

Donde:

F = Flujo del gas en toneladas/ha/día

dc/dt= Rango concentración del gas durante el tiempo de muestreo

M = Peso molecular del gas

Vc = Volumen de la cámara en Litros

R = Constante de los gases

T = Temperatura dentro de la cámara en K

A = Área transversal de la cámara en m²

Resultados

Características de los suelos

Los análisis de suelos obtenidos se presentan a continuación:

Tabla 2. Análisis de las propiedades físicas y químicas en parcelas agrícolas y ganaderas en el sector Zalapa.

Indicador	Suelo Agrícola	Suelo Ganadero
Estructura	Granular	Aglomerado
Textura	Franco Arenoso	Franco Arenoso
Densidad real (Dr)	2,65 g/ml	2,65 g/ml
Densidad aparente	1,01 g/cm ³	1,63 g/cm ³
Porosidad	62 %	38 %
Materia Orgánica	2,0 %	1,2 %

Un aspecto a destacar de los resultados La densidad aparente del suelo agrícola es de 1,01 g/cm³, más baja que la del suelo ganadero es de 1,63 g/cm³, esta medida de la compactación del suelo refleja la cantidad de partículas sólidas presentes en un volumen dado, en este caso, el suelo agrícola tiene una menor densidad aparente que el suelo ganadero, éste último refleja ligeramente una mayor compactación y menor espacio poroso.

Concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O.

Se presentaron las siguientes gráficas de caja y bigotes para resumir los datos obtenidos a través de la medición de flujos de gases de efecto invernadero con los sensores implementados en las cámaras cerradas. La estadística descriptiva de las variables de estudio se utilizó para evidenciar el comportamiento de los datos durante el tiempo de estudio.

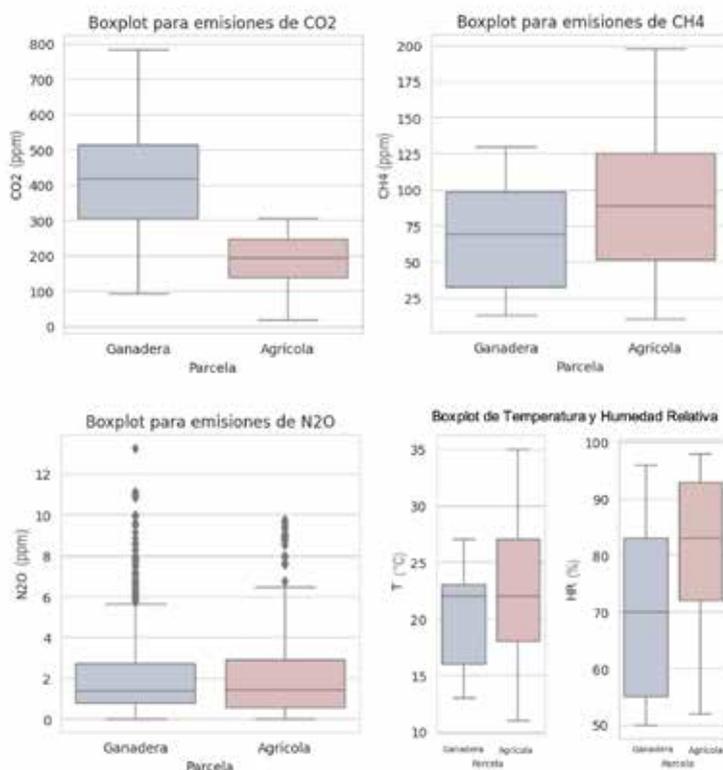


Figura 4. Comparación de las Emisiones de CO₂, CH₄, N₂O, Temperatura y Humedad Relativa en parcelas agrícola y ganadera en Zalapa.

En la Figura 4, se puede apreciar mayores emisiones en parcelas ganaderas que en las agrícolas; la mediana de flujo de CO₂ en suelos ganaderos llega a 416,98 ppm mientras que en las parcelas agrícolas llega a 192,55 ppm, de la misma manera las Tablas 5 y 6 muestran el promedio en las parcelas ganaderas de 405.24 ppm muy por arriba del promedio de las parcelas agrícolas 188.69 ppm. Las parcelas ganaderas presentaron valores máximos que llegaron a 784,56 ppm, frente a 305,46 ppm en parcelas agrícolas. Por otra parte se puede observar el comportamiento de las emisiones de CH₄ que fueron ligeramente superiores en suelos agrícolas que en los ganadero, las parcelas agrícolas presentan una mediana 89,01 ppm frente a 69,27 ppm en parcelas ganaderas, las Tablas 5 y 6 muestran valores máximos que llegan a 197,95 ppm en el caso de las parcelas agrícolas frente a 129,84 ppm que se registraron en parcelas ganaderas.

Así mismo, la Figura 4 muestra el comportamiento de las concentraciones de N₂O en parcelas agrícolas y ganaderas, a pesar de que la mediana es muy parecida en ambas parcelas, alrededor de 1,45 ppm para parcelas agrícolas y 137 ppm para las ganaderas, la variación de los datos es mucho mayor en las parcelas ganaderas, se muestran una gran cantidad de datos atípicos, se registraron valores máximos que alcanzaron 13,25 ppm frente a valores máximos registrados en parcelas agrícolas de 9,71 ppm. Finalmente, se pueden observar las variaciones de temperatura al interior de las cámaras, en el caso de las parcelas agrícolas, se registraron temperaturas mínimas de 11 °C llegando a un máximo de 35 °C, el promedio registrado fue de 22,36 °C. En el caso de las cámaras en parcelas ganaderas se registraron temperaturas mínimas de 13°C y máximas de 27°C con un promedio de 20,13 °C. De la misma manera se observan valores para humedad relativa en el interior de las cámaras ubicadas en las parcelas ganaderas, con valores mínimos del 52 % y valores que alcanzaron hasta 98 % con un promedio de 81 %, mientras que en las cámaras ubicadas en suelos ganaderos se registraron niveles mínimos de humedad relativa de 50 % y valores máximos que alcanzaron el 90 %, en promedio se registró un valor del 70,47 %.

Tabla 3. Flujos de gases de efecto invernadero en toneladas/año generados en la zona de estudio

Zonas	Área (ha)	Flujo de CO ₂ ton/ha/año	Flujo de CH ₄ ton/ha/año	Flujo de N ₂ O ton/ha/año
Cultivo - Agrícola	55.24	2,07 x 10 ⁻⁵	3,46 x 10 ⁻⁵	3,69 x 10 ⁻⁶
Pastizal- Ganadera	1385.2	1,07 x 10 ⁻²	3,94 x 10 ⁻⁴	1,11 x 10 ⁻⁴
Total	1440,44	1,07 x 10⁻²	4,28 x 10⁻⁴	1,15 x 10⁻⁴
Total en CO₂ eq			*1,1 x 10⁻²	*3,42 x 10⁻²

*Flujos dados en ton CO₂ eq/ha/año

Los flujos calculados en el presente estudio, muestran aportes de GEI muy bajos en relación a otros sectores agrícolas y ganaderos, los mayores flujos corresponden al CO₂ seguido por se CH₄ y N₂O; sin embargo, considerando el potencial de calentamiento para metano y óxido nitroso se puede observar que las emisiones en CO₂ eq de CH₄ (0,011 ton CO₂ eq/ha/año) alcanzan a las emisiones de CO₂ (0,0107 ton/ha/año) y las emisiones de N₂O (0,0342 ton CO₂ eq/ha/año) las superan considerablemente.

Discusión

Características físicas y materia orgánica del el suelo

En el análisis de las condiciones físicas y químicas del suelo mostraron diferencias significativas entre los suelos cultivados o como se los ha denominado en este estudio “agrícolas” y los suelos de pastizales o “ganaderos”. Debido a las labores agrícolas como la labranza del suelo, los suelos agrícolas se muestran sueltos y desprovistos de vegetación, muestran una estructura granular y con una densidad aparente baja de 1,3 g/cm³, estas son características típicas de estos suelos según Brady y Weil (2017), a esto se suma una textura franco arenosa y una porosidad que bordea el 51 % acompañada de un porcentaje de materia orgánica del 2 % un valor relativamente medio, estas condiciones de suelos con buena aireación y de textura ligera en condiciones climáticas secas pueden producir menores concentraciones de N₂O como lo señala Buchkina et al (2013). Es muy probable que las bajas emisiones de N₂O y los demás gases de efecto invernadero en suelos agrícolas no tengan una relación directa con las propiedades físicas, tal como lo señala Ball (2013) aseverando que la variabilidad a escala de campo de las emisiones de gases de efecto invernadero está más controlada por las propiedades bioquímicas que por las físicas, aunque existen diferencias en la producción de gases de efecto invernadero entre los regímenes de labranza que dependerían principalmente de las propiedades físicas. Con relación a la presencia de materia orgánica en el suelo, a pesar de que los análisis muestran mayores concentraciones de materia orgánica en suelos agrícolas, principalmente debido a las fertilizaciones o abonaduras hechas en las parcelas estudiadas, los suelos cultivables tienden a perder carbono orgánico total, contribuyendo así al aumento de las emisiones de CO₂ a la atmósfera, así lo señala De León González et al. (2018), demostrando de esta manera, una de las más probables razones por las que se registraron bajos niveles de CO₂, en contraste con las parcelas ganaderas.

Una de las características que hipotéticamente se plantearon en el presente estudio fue el efecto de la porosidad y densidad aparente sobre las emisiones de gases de efecto invernadero; una vez realizados los análisis se pudo observar que entre las parcelas ganaderas y agrícolas las emisiones de gases de efecto invernadero no se vieron afectadas por la porosidad, indistintamente se observaron picos en ambas parcelas como en el caso del CO₂ que fueron mayores que las emisiones en suelos agrícolas a pesar de

tener una porosidad relativamente menor, en contraste con lo que señala Blume et al. (2022) en que los suelos agrícolas contribuyen significativamente a las emisiones globales de CO₂, es probable que las mediciones bajas de CO₂ se deban a una preparación previa del terreno que liberó CO₂ contenido en el suelo de tal manera que al momento de las mediciones con las cámaras las concentraciones fueron bajas, esta afirmación coincide con el estudio de Schley et al. (2017) quien señala que las concentraciones de gases de CO₂ en suelos agrícolas perturbados son bajas. La ganadería puede contribuir a las emisiones de gases de efecto invernadero, especialmente en forma de metano (CH₄) proveniente de la fermentación entérica del ganado y de las prácticas de manejo del estiércol de acuerdo al estudio de Yunga Alava (2022). Además, la actividad ganadera puede tener impactos en la calidad del suelo y la liberación de carbono almacenado en el mismo (i Oltra, 1999).

Concentraciones de gases de efecto invernadero

El uso de cámaras estáticas cerradas y el uso de sensores de bajo costo para la medición de gases de efecto invernadero, permitieron diferenciar algunas características propias en cuanto a emisiones de CO₂, CH₄ y NO₂ para los suelos agrícolas y ganaderos.

Los flujos de CO₂ en las parcelas ganaderas fueron mayores que en las agrícolas al contrario del CH₄ que tuvo mayores concentraciones en las parcelas ganaderas, mientras que el N₂O mostró un comportamiento similar en ambos tipos de parcelas, estas diferencias se pudieron aclarar realizando el análisis del comportamiento temporal de las concentraciones de los GEI durante el periodo de estudio, así mismo se realizó una correlación con las variables de estudio para determinar si existen dependencias que puedan ayudar a comprender el comportamiento de estos gases en los dos tipos de parcelas.

Al analizar el comportamiento de las fluctuaciones de concentraciones de CO₂ durante el tiempo de estudio se pudo observar que las concentraciones de CO₂ medido en parcelas agrícolas y ganaderas fueron significativamente diferentes, mientras que en parcelas agrícolas las emisiones se mostraron poco fluctuantes alrededor de los 250 ppm, en las parcelas ganaderas duplicaron este valor especialmente en el mes de diciembre de 2022, esto como se indicó previamente, estaría vinculado a que el suelo fue disturbado al momento del arado y preparación del terreno (Schley et al., 2017). En la correlación realizada para este gas en las parcelas agrícolas, la temperatura dentro de la cámara (T) y la humedad relativa (HR) no tuvieron una incidencia importante, con la temperatura una correlación negativa muy baja (-0,19), este resultado difiere del estudio de Taub (2010) quien señala que por lo general, las temperaturas más altas, es posible que se produzca una mayor concentración de CO₂ en una cámara cerrada, sin embargo, la relación exacta entre la temperatura y la concentración de CO₂ puede depender de otros factores, como la presión y las condiciones específicas del entorno, cuando existe alta presión o bajas temperaturas, puede haber más moléculas de aire en la cámara y más moléculas de CO₂ (Seinfeld y Pandis, 2016), aunque la concentración de CO₂ no haya aumentado realmente, esto se debe a que la presión y la temperatura influyen en la densidad de las moléculas de aire y CO₂ en la cámara (Dossa et al., 2015).

Conclusiones

Las emisiones registradas por los sensores de bajo costo para los gases de efecto invernadero permitieron observar y analizar el comportamiento de CO₂, CH₄ y N₂O en parcelas agrícolas y ganaderas, este método a pesar de presentar mediciones de manera aún inexacta, ofrecen una alternativa para poder analizar las tendencias de la variabilidad temporal de estos gases, frente a los altos costos de análisis que representan métodos más precisos.

El comportamiento de la variabilidad de los gases de efecto invernadero registradas en las cámaras cerradas estáticas se mostraron independientes a las características físicas de los suelos, lo que hace suponer que están mucho más relacionadas a factores biológicos, de manejo, presencia de humedad, temperatura y variabilidad climática, sin embargo cabe destacar que la porosidad puede tener una participación importante en la generación de CH₄ debido al almacenamiento de humedad.

Las emisiones totales en el sector Zalapa son muy bajas con relación a las estimaciones a nivel nacional, para el CO₂ el aporte representa el 1,78% para el CH₄ el 0,43% y para el N₂O el 0,5 % de las emisiones nacionales totales.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional de Loja a través del financiamiento del proyecto 21-DI-FARNR-2021: “Gestión de Gases de Efecto Invernadero en el Sector AFOLU a Escala Sub-Urbana en la Ciudad de Loja-Ecuador”-

Contribución de autores

María Paccha obtención de mediciones de campo, análisis de suelos, análisis de datos, redacción del artículo. Vinicio Alvarado supervisión de trabajo de campo, análisis de datos, redacción del artículo. Haline Heidinger y Lía Ramos supervisión del trabajo de investigación, redacción y corrección del manuscrito

Bibliografía

- Acuña-Vilchez, B. (2017). *Evaluación de emisiones de gases de efecto invernadero en tres sistemas de uso de suelos en la microcuenca Tecomapa, municipio de Somotillo, Chinandega Nicaragua* [Universidad Nacional Agraria].
- Arenas, L. N. (2016). *Diseño de cámara estática cerrada y medición de flujos de gases de efecto invernadero (GEI) en suelos*
- Bárcena, A., Samaniego, J., Peres, W., & Alatorre, J. E. (2020). *La emergencia del cambio climático en América Latina y el Caribe: ¿seguimos esperando la catástrofe o pasamos a la acción?* CEPAL.
- Ball, B. C. (2013). Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation. *European Journal of Soil Science*, 64(3), 357-373
- Bekku, Y., Koizumi, H., Nakadai, T., & Iwaki, H. (1995). *Measurement of soil respiration using closed chamber method: An IRGA technique* (0912-3814).
- Blume, O., Guitard, E., Crann, C., Orekhov, M., Amos, R., Clark, I., ... & Sunohara, M. (2022). Relationships between carbon age and CO₂ efflux in agricultural and drainage ditch soils using the thermonuclear bomb pulse. *Vadose Zone Journal*, 21(5), e20208
- Buchkina, N. P., Rizhiya, E. Y., Pavlik, S. V., & Balashov, E. V. (2013). Soil physical properties and nitrous oxide emission from agricultural soils. *Advances in Agrophysical Research*, 193-220.
- Butterbach-Bahl, K., Sander, B. O., Pelster, D., & Díaz-Pinés, E. (2016). Quantifying greenhouse gas emissions from managed and natural soils. *Methods for measuring greenhouse gas balances and evaluating mitigation options in smallholder agriculture*, 71-96.

- Brady, N.C., and R.R. Weil. 2017. *The Nature and Properties of Soils*, 15th ed. Pearson Education, Boston, MA
- Brenes, S. C., Murillo, J. H., & Cordero, W. P. (2021). Emisiones de gases efecto invernadero (GEI) derivadas de dos tipos de fertilización del cultivo de piña (*Ananas comosus*) en ultisoles de Sarapiquí, Costa Rica tomando como referencia el bosque secundario. *Perspectivas Rurales Nueva Época*, 19(37), 44-68.
- Calvin, K. V., Beach, R., Gurgel, A., Labriet, M., & Loboguerrero Rodriguez, A. M. (2016). Agriculture, forestry, and other land-use emissions in Latin America. *Energy Economics*, 56, 615-624. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2015.03.020>
- Corrales Ulate, L. d. M. (2018). Caracterización biofísica y determinación del intercambio de gases de efecto invernadero en las turberas de Talamanca, Costa Rica.
- De Klein, C., & Harvey, M. (2012). Nitrous oxide chamber methodology guidelines. *Ministry for Primary Industries: Wellington, New Zealand*.
- De León-González, F., Fuentes-Ponce, M. H., Bautista-Cruz, A., Leyva-Pablo, T., Castillo-Juárez, H., & Rodríguez-Sánchez, L. M. (2018). Cactus crop as an option to reduce soil C–CO₂ emissions in soils with declining fertility. *Agronomy for Sustainable Development*, 38, 1-10.
- Dossa, G. G., Paudel, E., Wang, H., Cao, K., Schaefer, D., & Harrison, R. D. (2015). Correct calculation of CO₂ efflux using a closed chamber linked to a non dispersive infrared gas analyzer. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(12), 1435-1442.
- Ecuador, G. d. (2018). *Tercera Comunicación Nacional del Ecuador a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. M. d. Ambiente.
- FAO. (2014). *Estimating greenhouse gas emissions in agriculture*. United Nations.
- FAO. (2018). Soluciones ganaderas para el cambio climático. *FAO*, 1–8. <https://n9.cl/4h1zd>
- FAO. (2019). *Ganadería climáticamente inteligente en Ecuador*.
- FAO. (2022). *GLEAM 2.0-Evaluación de las emisiones de gases de efecto invernadero y su potencial de mitigación*. <https://www.fao.org/gleam/results/es/>
- Fong, W. K., Sotos, M., Doust, M., Schultz, S., Marques, A., & Deng-Beck, C. (2014). Protocolo Global para Inventarios de Emisión de Gases de Efecto Invernadero a Escala Comunitaria. *World Resources Institute e International Council for Local Environmental Initiatives*.
- GADM Loja. (2014). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial del cantón Loja*.
- GADM Loja. (2017). *Ubicación geográfica de Loja*. <https://www.loja.gob.ec/contenido/ubicacion-geografica>
- GADM Loja. (2021). *PDOT General 2021*. Municipio de Loja.
- Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Falcucci, A., & Tempio, G. (2013). *Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- i Oltra, V. V. (1999). Impactos de la aplicación de políticas sobre Cambio Climático en la forestación del páramo del Ecuador. *Ecología política*(18), 49-53.

Paccha, M., Alvarado-Jaramillo, V., Heidinger, H., Ramos, L. (2024). Medición de gases de efecto invernadero en suelos agrícolas y ganaderos mediante cámaras estáticas cerradas en el sector Zalapa, ciudad de Loja. *Bosques Latitud Cero*, 4(1), 137 -149. doi: <https://doi.org/10.54753/blc.v14i1.2129>

- IPCC. (2006). Chapter 10: Emissions from livestock and manure management. In *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme* (Vol. 4, pp. 91).
- Klefoth, R., Clough, T., Oenema, O., y Van Groenigen, J. W. (2014). Soil Bulk Density and Moisture Content Influence Relative Gas Diffusivity and the Reduction of Nitrogen-15 Nitrous Oxide. *Vadose Zone Journal*, 13 (11).
- Ma, Z., Shrestha, B. M., Bork, E. W., Chang, S. X., Carlyle, C. N., Döbert, T. F., Sobrinho, L. S., & Boyce, M. S. (2021). Soil greenhouse gas emissions and grazing management in northern temperate grasslands. *Science of the total environment*, 796, 148975.
- MacDonald, J. A., Skiba, U., Sheppard, L. J., Hargreaves, K. J., Smith, K. A., & Fowler, D. (1996). Soil environmental variables affecting the flux of methane from a range of forest, moorland and agricultural soils. *Biogeochemistry*, 34, 113-132.
- MAE. (2012). Estrategia Nacional del Cambio Climático del Ecuador. *Gobierno Nacional de La República Del Ecuador*, 153.
- MAE. (2015). *Primer Informe Bienal de Actualización del Ecuador a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*.
- MAE. (2016). Reporte del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero del año 2010 de Ecuador. In *Ministerio del Ambiente de Ecuador*.
- MAE. (2017). Tercera Comunicación Nacional del Ecuador a la convención marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. In *Ministerio del Ambiente del Ecuador*.
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., & Gomis, M. (2021). Climate change 2021: the physical science basis. *Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*, 2.
- Medina-Rosas, P. (2014). Notas sobre la acidificación del océano. In *Temas sobre investigaciones costeras* (pp. 28).
- Palacios, J., Falcón, N., & Muñoz, E. (2015). Diseño y construcción de sensores automatizados de gases de efecto invernadero en la baja troposfera.
- Picot, B., Paing, J., Sambuco, J. P., Costa, R. H. R., Rambaud, A. & Shilton, A. N. (2003). Biogas production, sludge accumulation and mass balance of carbon in anaerobic ponds. *Waste Stabilisation Ponds: Pond Technology for the New Millennium*, 48, 243-250.
- Rosenstock, T. S., Mpanda, M., Pelster, D. E., Butterbach ahl, K., Rufino, M. C., Thiong'o, M., Mutuo, P., Abwanda, S., Rioux, J., & Kimaro, A. A. (2016). Greenhouse gas fluxes from agricultural soils of Kenya and Tanzania. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(6), 1568-1580.
- Rozanski, K., & Fowler, S. (1989). Estudios oceánicos mundiales, el efecto invernadero y el cambio climático: investigación de sus interrelaciones. *United Nations Environment Programme—UNEP*.
- Saynes Santillán, V., Etchevers Barra, J. D., Paz Pellat, F., & Alvarado Cárdenas, L. O. (2016). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana*, 34(1), 83-96.

- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. John Wiley & Sons.
- Singh, V. P., Dass, P., Kaur, K., Billore, S. K., Gupta, P. K. & Parashar, D. C. (2005). Nitrous oxide fluxes in a tropical shallow urban pond under influencing factors. *Current science*(Bangalore), 88, 478-483.
- Schley, I., Ruis, S., Blanco, H., Guretzky, J., & Jasa, P. (2017). Temporal Changes in Greenhouse Gas Fluxes and Related Soil Properties Under Long-Term Tillage Systems. ASA, CSSA and SSSA International Annual.
- Stadmark, J. & Leonardson, L. (2005) Emissions of greenhouse gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 25, 542-551.
- Steinfeld, H., & Gerber, P. (2010). Livestock production and the global environment: Consume less or produce better? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(43), 18237-18238.
- Taub, D. (2010). Effects of rising atmospheric concentrations of carbon dioxide on plants. *Nature Education Knowledge*, 1(8).
- Toprak, H. (1995). Temperature and organic loading dependency of methane and carbon dioxide emission rates of a full-scale anaerobic waste stabilization pond. *Water Research*, 29(4)
- Tubiello, F. N. (2015). Estimación de emisiones de gases de efecto invernadero en la agricultura [recurso electrónico]: un manual para abordar los requisitos de los datos para los países en desarrollo.
- Vásconez, P., & Hofstede, R. (2006). Los páramos ecuatorianos. *Botánica Económica Los Andes Central*, 91-109.
- Villaroel, J. (1988). Manual práctico para la interpretación de análisis de suelos en laboratorio.
- Wagner-Riddle, C., Thurtell, G., Kidd, G., Beauchamp, E., & Sweetman, R. (1997). Estimates of nitrous oxide emissions from agricultural fields over 28 months. *Canadian Journal of Soil Science*, 77(2), 135-144.
- Yacob, S., Ali Hassan, M., Shirai, Y., Wakisaka, M. & Subash, S. (2006). Baseline study of methane emission from anaerobic ponds of palm oil mill effluent treatment. *The Science of the Total Environment*, 366, 187-196.
- Yunga Alava, D. C. (2022). *Rumiantes y emisión de gases de efecto invernadero BABAHOYO: UTB, 2022*].

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario “Reinaldo Espinosa” - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario “Reinaldo Espinosa” - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024
ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

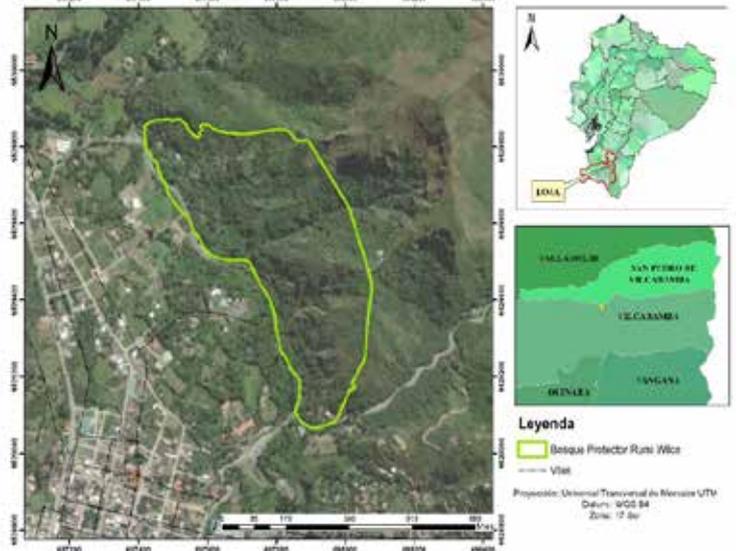
doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095



Rumi Wilco fue declarado “Bosque y Vegetación Protectores” el 14 de Julio del 2000. A pesar de su muy reducido tamaño (40 hectáreas) y de estar rodeado por tierras intervenidas privadas, la diversidad de plantas que allí se encuentra es alta. Esto puede deberse, en gran parte, a su topografía: con el río Chamba como el límite occidental, la reserva posee una variedad de micro hábitats, incluyendo planicie inundable, cuevas abruptas, filos y quebradas.

Se presenta una guía fotográfica exhaustiva de especies de Pteridophytas existentes en el Bosque Protector “Rumi Wilco” de Vilcabamba (1 450 a 1 700 m s.n.m.) en la provincia de Loja.

De acuerdo con el “Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental” (MAE-2013), el área protegida corresponde al ecosistema denominado “Bosque y Arbustal Semidecíduo del Sur de los Valles” y alberga un porcentaje elevado de los culturalmente importantes árboles de *Anadenanthera colubrina* (huilco) que se encuentran en Ecuador.



Rumi Wilco attained the status of “Protector Woods and Vegetation” on July 14th, 2000. Despite its very small size – 40 hectares – and being surrounded by intervened private lands, the plant diversity found within is high. This may be due, in large part, to its topography: bounded by the Chamba river to the West, the reserve has a variety of micro-habitats including flood plain, steep slopes, ridges and gullies.

We here present a comprehensive photographic guide to the species of the Pteridophytas found within “Rumi Wilco” in Vilcabamba (1,450 to 1,700 masl), Loja province.

According to “Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental” (MAE-2013), the protected area corresponds to the ecosystem named “Semi-deciduous Woods and Shrubs of the Southern Valleys” and harbors a high percentage of the ancient culturally important trees *Anadenanthera colubrina* (wilco) emblematic to Vilcabamba.

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario “Reinaldo Espinosa” - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario “Reinaldo Espinosa” - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024

ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec

Fotografías: Alicia Cerchiai

Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

PTERIDOPHYTAS



1 *Anemia flexuosa*

ANEMIACEAE



2 *Anemia flexuosa*

ANEMIACEAE



3 *Anemia hirsuta*

ANEMIACEAE



4 *Anemia hirsuta*

ANEMIACEAE



5 *Anemia phyllitidis*

ANEMIACEAE



6 *Anemia phyllitidis*

ANEMIACEAE



7 *Asplenium dimidiatum*

ASPLENIACEAE



8 *Asplenium dimidiatum*

ASPLENIACEAE



9 *Asplenium heterochroum*

ASPLENIACEAE



10 *Asplenium heterochroum*

ASPLENIACEAE



11 *Asplenium palmeri*

ASPLENIACEAE



12 *Asplenium palmeri*

ASPLENIACEAE



13 *Asplenium praemorsum*

ASPLENIACEAE



14 *Asplenium praemorsum*

ASPLENIACEAE



15 *Asplenium pumilum*

ASPLENIACEAE

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024

ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

PTERIDOPHYTAS



16 *Asplenium pumilum*
ASPLENIACEAE



17 *Asplenium pumilum*
ASPLENIACEAE



18 *Asplenium ruizianum*
ASPLENIACEAE



19 *Asplenium ruizianum*
ASPLENIACEAE



20 *Blechnum occidentale*
BLECHNACEAE



21 *Blechnum occidentale*
BLECHNACEAE



22 *Dryopteris patula*
DRYOPTERIDACEAE



23 *Dryopteris patula*
DRYOPTERIDACEAE



24 *Equisetum giganteum*
EQUISETACEAE



25 *Equisetum giganteum*
EQUISETACEAE



26 *Equisetum giganteum*
EQUISETACEAE



27 *Palhinhaea cernua*
LYCOPODIACEAE



28 *Palhinhaea cernua*
LYCOPODIACEAE



29 *Nephrolepis cordifolia*
NEPHROLEPIDACEAE



30 *Nephrolepis cordifolia*
NEPHROLEPIDACEAE

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024

ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec

Fotografías: Alicia Cerchiai

Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

PTERIDOPHYTAS



31 *Pecluma* sp.

POLYPODIACEAE



32 *Pecluma* sp.

POLYPODIACEAE



33 *Pleopeltis astrolepis*

POLYPODIACEAE



34 *Pleopeltis astrolepis*

POLYPODIACEAE



35 *Pleopeltis macrocarpa*

POLYPODIACEAE



36 *Pleopeltis macrocarpa*

POLYPODIACEAE



37 *Pleopeltis thyssanolepis*

POLYPODIACEAE



38 *Pleopeltis thyssanolepis*

POLYPODIACEAE



39 *Adiantopsis chlorophylla*

PTERIDACEAE



40 *Adiantopsis chlorophylla*

PTERIDACEAE



41 *Adiantum patens*

PTERIDACEAE



42 *Adiantum patens*

PTERIDACEAE



43 *Adiantum poiretii*

PTERIDACEAE



44 *Adiantum poiretii*

PTERIDACEAE



45 *Adiantum raddianum*

PTERIDACEAE

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024
ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

PTERIDOPHYTAS



46 *Adiantum raddianum*
PTERIDACEAE



47 *Astrolepis sinuata*
PTERIDACEAE



48 *Astrolepis sinuata*
PTERIDACEAE



49 *Cheilanthes poeppigiana*
PTERIDACEAE



50 *Cheilanthes poeppigiana*
PTERIDACEAE



51 *Doryopteris palmata*
PTERIDACEAE



52 *Doryopteris palmata*
PTERIDACEAE



53 *Myriopteris aurea*
PTERIDACEAE



54 *Myriopteris aurea*
PTERIDACEAE



55 *Myriopteris myriophylla*
PTERIDACEAE



56 *Myriopteris myriophylla*
PTERIDACEAE



57 *Myriopteris notholaenoides*
PTERIDACEAE



58 *Myriopteris notholaenoides*
PTERIDACEAE



59 *Pellaea ovata*
PTERIDACEAE



60 *Pellaea ovata*
PTERIDACEAE

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario “Reinaldo Espinosa” - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario “Reinaldo Espinosa” - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024
ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

PTERIDOPHYTAS



61 *Pityrogramma austroamericana*

PTERIDACEAE



62 *Pityrogramma austroamericana*

PTERIDACEAE



63 *Pityrogramma ebenea*

PTERIDACEAE



64 *Pityrogramma ebenea*

PTERIDACEAE



65 *Pityrogramma trifoliata*

PTERIDACEAE



66 *Pityrogramma trifoliata*

PTERIDACEAE



67 *Pteris quadriaurita*

PTERIDACEAE



68 *Pteris quadriaurita*

PTERIDACEAE



69 *Selaginella* sp.

SELAGINELLACEAE



70 *Selaginella* sp.

SELAGINELLACEAE



71 *Amauropelta oligocarpa*

THELYPTERIDACEAE



72 *Amauropelta oligocarpa*

THELYPTERIDACEAE



73 *Amauropelta oligocarpa*

THELYPTERIDACEAE



74 *Amauropelta opposita*

THELYPTERIDACEAE



75 *Amauropelta opposita*

THELYPTERIDACEAE

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -, 2. Ing. Forestal, 3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024
ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

PTERIDOPHYTAS



76 *Amauropelta opposita*
THELYPTERIDACEAE



77 *Christella dentata*
THELYPTERIDACEAE



78 *Christella dentata*
THELYPTERIDACEAE



79 *Christella hispidula*
THELYPTERIDACEAE



80 *Christella hispidula*
THELYPTERIDACEAE

Listado de especies y su estado de conservación

Nº	Familia	Nombre científico	IUCN	LIBRO ROJO
1	Anemiaceae	<i>Anemia flexuosa</i> (Savigny) Sw.		
2	Anemiaceae	<i>Anemia hirsuta</i> (L.) Sw.		
3	Anemiaceae	<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.		
4	Aspleniaceae	<i>Asplenium dimidiatum</i> Sw.		
5	Aspleniaceae	<i>Asplenium heterochroum</i> Kunze		
6	Aspleniaceae	<i>Asplenium palmeri</i> Maxon		
7	Aspleniaceae	<i>Asplenium praemorsum</i> Sw.		
8	Aspleniaceae	<i>Asplenium pumilum</i> Sw.		
9	Aspleniaceae	<i>Asplenium ruizianum</i> Klotzsch		
10	Blechnaceae	<i>Blechnum occidentale</i> L.		
11	Dryopteridaceae	<i>Dryopteris patula</i> (Sw.) Underw.		
12	Equisetaceae	<i>Equisetum giganteum</i> L.	LC (Preocupación menor)	
13	Lycopodiaceae	<i>Palhinhaea cernua</i> (L.) Vasc. & Franco; Bol. Soc.	LC (Preocupación menor)	
14	Nephrolepidaceae	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) C. Presl		
15	Polypodiaceae	<i>Pechuma</i> sp.		
16	Polypodiaceae	<i>Pleopeltis astrolepis</i> (Liebm.) E. Fourn.		
17	Polypodiaceae	<i>Pleopeltis macrocarpa</i> (Bory ex Willd.) Kaulf.		
18	Polypodiaceae	<i>Pleopeltis thyssanolepis</i> (A. Braun ex Klotzsch) E.G. Andrews & Windham		
19	Pteridaceae	<i>Adiantopsis chlorophylla</i> (Sw.) Fée		
20	Pteridaceae	<i>Adiantum patens</i> Willd.		
21	Pteridaceae	<i>Adiantum poiretii</i> Wikstr.		
22	Pteridaceae	<i>Adiantum raddianum</i> C. Presl		

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

REVISTA INDEXADA
BOSQUES LATITUD CERO

157

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -, 2. Ing. Forestal,
3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -

Vol. 14(1), enero-junio 2024
ISSN: 2528-7818

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

Nº	Familia	Nombre científico	IUCN	LIBRO ROJO
23	Pteridaceae	<i>Astrolepis sinuata</i> (Lag. ex Sw.) D.M. Benham & Windham		
24	Pteridaceae	<i>Cheilanthes poeppigiana</i> Kuhn		
25	Pteridaceae	<i>Doryopteris palmata</i> (Willd.) J. Sm.		
26	Pteridaceae	<i>Myriopteris aurea</i> (Poir.) Grusz & Windham.		
27	Pteridaceae	<i>Myriopteris myriophylla</i> (Desv.) J.Sm.; Bot. Voy.		
28	Pteridaceae	<i>Myriopteris notholaenoides</i> (Desv.) Grusz &		
29	Pteridaceae	<i>Pellaea ovata</i> (Desv.) Weath.		
30	Pteridaceae	<i>Pityrogramma austroamericana</i> Domin		
31	Pteridaceae	<i>Pityrogramma ebenea</i> (L.) Proctor		
32	Pteridaceae	<i>Pityrogramma trifoliata</i> (L.) R.M. Tryon		
33	Pteridaceae	<i>Pteris quadriaurita</i> Retz.		
34	Selaginellaceae	<i>Selaginella</i> sp.		
35	Thelypteridaceae	<i>Amauropelta oligocarpa</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Pic.Serm		
36	Thelypteridaceae	<i>Amauropelta opposita</i> (M.Vahl) Pic.Serm		
37	Thelypteridaceae	<i>Christella dentata</i> (Forssk.) Brownsey & Jermy	LC (Preocupación menor)	
38	Thelypteridaceae	<i>Christella hispidula</i> (Decne.) Holttum		

Agradecimientos

Agradecemos a la colaboración del Herbario "Reinaldo Espinosa" de la Universidad Nacional. de Loja y todo su personal por el apoyo, de la misma manera a Mgtr. Alvaro Perez Castañeda de la Escuela de Ciencias Biológicas PUCE Herbario QCA - Curador de Angiospermas.

Revisores

- Dra. Susan Fawsett: University Jepson Herbaria: UC Berkeley. California, USA
- Dr. Alan R. Smith: University Jepson Herbaria: UC Berkeley. California, USA
- Dr. Malte W. Trefitig: Alemania
- Blga. Mayra Jiménez M.Sc : Herbario Azuay, Universidad del Azuay

Bibliografía

- Davidse, G., Sousa, M. y Knapp, S. (1995). Psilotaceae a Salviniaceae, *Flora Mesoamericana* (Vol. 1, pp. 470) Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN-10: 9683647006.
- Gómez, G. y Arreguín, M. (2004). Clave genérica ilustrada para la identificación de Pteridofitas de la Cuenca del río Balsas, México. *Polibotánica* (17), 45-69. ISSN 1405-2768
- Hassler, Michael (2004 - 2023): World Plants. Synonymic Checklist and Distribution of the World Flora. Version 18.1; last update Nov. 7th, 2023. - <https://www.worldplants.de/world-plants-complete-list/complete-plant-list>

GUÍA DE PTERIDOPHYTAS DEL BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORES RUMI WILCO, VILCABAMBA, LOJA, ECUADOR

REVISTA INDEXADA
BOSQUES LATITUD CERO

158

Alicia Cerchiai M¹., Abigail González R². & Nelson Jaramillo³.

Vol. 14(1), enero-junio 2024
ISSN: 2528-7818

1. Bióloga, Investigadora asociada al Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -, 2. Ing. Forestal,
3. Ing. Forestal, Técnico del Herbario "Reinaldo Espinosa" - LOJA -

Email: ¹alicerfa@yahoo.com, ³herbarioloja@unl.edu.ec Fotografías: Alicia Cerchiai Noviembre, 2023

doi.org/10.54753/blc.v14i1.2095

- Li, F., Pryer, K. & Windham, M. (2012). Gaga, a New Fern Genus Segregated from Cheilanthes (Pteridaceae), *Systematic Botany*, 37(4), 845-869. DOI 10.1600/036364412X656626
- Madrigal, D. y Bedolla, B. (2021). Familia Selaginellaceae en Jerzy Rzedowski & Patricia Hernández Ledesma(eds.), *Flora del Bajío y de regiones adyacentes* (pp.1-45). DOI: <https://doi.org/10.21829/fb.495.2021.220>
- Murillo-Pulido, M. & Murillo, A. (2004). Pteridófitos de Colombia V. El género Anemia (Schizaeaceae) en Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28 (109), 471-480. ISSN: 0370-3908.
- Murray, A. (1968). *Interspecific relationships in the Polypodium Pectinatum-Plumula complex* (3^aed., Vol. 55, pp. 193-293) Missouri Botanical Garden Press
- Newman, E. (1840). Familia Aspleniaceae. Flora Argentina. Hist. Brit. Ferns: 6
- Ollgaard, B. (1988). Lycopodiaceae en G. Harling & L. Andersson (eds.), *Flora del Ecuador* (Vol. 1, pp. 1-156). Universidad de Gotemburgo y Museo Sueco de Historia Natural
- Prado, J. & Hirai, R. (2020). Adiantum (Pteridaceae) in Brazil: Key to the species and illustrations. *Biota Neotropica*, 20(4), 1-19. DOI:10.1590/1676-0611-bn-2020-1119
- Rolim, L. & Salino A. (2008). Polypodiaceae Bercht & J. Presl (Polypodiopsida) no Parque Estadual do Itacolomi, MG, Brasil. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 9(2),83-106. DOI: [10.35699/2675-5327.2008.23419](https://doi.org/10.35699/2675-5327.2008.23419)
- Smith, A. (1983). Polypodiaceae – Thelypteridoideae en G. Harling & B. Sparre (eds.), *Flora del Ecuador* (4^a ed., Vol. 14, pp.1-152). Universidad de Gotemburgo
- Stolze, R. (1986). Polypodiaceae – Asplenioideae en G. Harling & B. Sparre (eds.), *Flora of Ecuador* (6^a ed., Vol. 14, pp.1-83). Universidad de Gotemburgo
- Triana, L. (2015). Catálogo comentado de las especies de Pecluma (Polypodiaceae) de Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 19 (2), 17-59. DOI: 10.17151/bccm.2015.19.2.2
- Tropicos.org. (2023). Missouri Botanical Garden. <https://tropicos.org>
- Velázquez, E. (2018). Pteridaceae (Pteridophyta. *Flora de Guerrero* (1ed, pp .230). Universidad Nacional Autónoma de México. ISBN 978-968-36-0765-2
- World Flora Online Plant List. (2022). Explore the data. <https://wfoplantlist.org/plant-list/>



1859



Universidad
Nacional
de Loja

Revista científica digital de publicación periódica semestral, editada por docentes de la Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables de la Universidad Nacional de Loja, cuyo objetivo es contribuir al conocimiento científico y tecnológico, con enfoque multidisciplinario en los campos de la Silvicultura, Recursos Naturales Renovables, Producción Forestal, Biodiversidad, Productos Forestales Maderables y No Maderables, Tecnologías de la Madera, Cuencas Hidrográficas, Recursos Hídricos, Industrias Forestales, Agroforestería y Silvopasturas, Desarrollo Socioeconómico Rural, Genética y mejoramiento Forestal-Agrícola, Plagas y Enfermedades Agrícolas, Ordenamiento Territorial, Restauración Ecológica y Cambio Climático, entre otros, aportando al desarrollo y fortalecimiento de la investigación en el país.

“**Bosques Latitud Cero**” publica trabajos originales, bajo la responsabilidad de sus autores de temas académicos y de investigación científica. Es un espacio para la difusión y transferencia de resultados de conocimiento e innovación, cuya cobertura temática va dirigida a profesionales y estudiantes que gustan de estas ciencias.

Volumen 14, Número 1

ISSNE: 2528-7818

Periodicidad: Semestral

Publicación: Digital

Dirección: Av. Pío Jaramillo Alvarado y Reinaldo Espinosa,
La Argelia

PBX: (593) 07 - 2547252

Página Web: www.revistas.unl.edu.ec

e-mail: bosqueslatitudcero@unl.edu.ec

Indizada/Resumida en Latindex-Catálogo 2.0

Folio: 16056

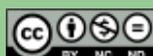
2023

Esta obra está sujeta a la licencia Reconocimiento No Comercial/Sin Obra Derivada 4.0 Internacional de Creative Commons.

Para ver una copia de esta licencia visite:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

LOJA-ECUADOR



REVISTA INDEXADA
BOSQUES LATITUD CERO



Diseño, Diagramación y Portada:

Ing. Vinicio Alvarado Jaramillo

Diseño de logotipo:

Ing. Vinicio Alvarado Jaramillo

Fotografía:

Universidad Nacional de Loja

Revisión de Abstract:

Ing. Clemencia Herrera

Institución Editora:

Universidad Nacional de Loja

Código Postal:

110150

Ciudad: Loja

Parroquia: San Sebastián

Teléfono: (+593) 07 - 2547275

**HERBARIO REINALDO ESPINOSA
LA ARGELIA LOJA - ECUADOR**